

**Mc
Graw
Hill**
Education



PRINCÍPIOS DE Engenharia Ambiental

3ª EDIÇÃO



Mackenzie L. DAVIS | Susan J. MASTEN

Tradução:
Félix Nonnenmacher

Equipe de revisão técnica:

Eduardo Henrique Borges Cohim Silva (Capítulo 10)
Mestre em Tecnologias Limpas pela Universidade Federal da Bahia
Doutor em Energia e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Bahia
Professor do Departamento de Tecnologia na Universidade Estadual de Feira de Santana

Eduardo Mendes da Silva (Capítulo 5)
Mestre em Biologia Marinha pela University College of North Wales
Doutor em Biogeografia, pela Universität des Saarlandes
Professor dos programas de pós-graduação de Ecologia e Biomonitoramento e
Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental do Instituto de Biologia da UFBA

Gaby Renard (Capítulo 3)
Mestre e Doutora em Ciências Biológicas: Bioquímica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Pesquisadora sênior do Centro de Pesquisa em Biologia Molecular e Funcional da PUCRS

José Carlos Mierzwa (Capítulos 4, 11, 13, 14 e 16)
Doutor em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo
Pós-doutor na Escola de Engenharia e Ciências Aplicadas de Harvard
Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo

Lafayette Dantas da Luz (Capítulo 7)
Mestre em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul/IPH
PhD em Engenharia Ambiental pela Cornell University/EUA
Professor Associado do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia

Magda Beretta (Capítulos 1, 2, 6, 8, 9, 12, 15 e Apêndice)
Mestre em Ecologia, Bacharel e Licenciada em Química pela UFRGS
Doutora em Química Analítica Ambiental pela UFBA
Professora do Departamento de Engenharia Ambiental e do Mestrado em Meio Ambiente,
Águas e Saneamento da UFBA

D261p Davis, Mackenzie L.
Princípios de engenharia ambiental [recurso eletrônico] /
Mackenzie L. Davis, Susan J. Masten ; [tradução: Félix
Nommembacher ; revisão técnica: Eduardo Henrique Borges
Cohim Silva ... et al.]. – 3. ed. – Porto Alegre : AMGH,
2016.

Editado como livro impresso em 2016.
ISBN 978-85-8055-591-2

1. Ciências ambientais. 2. Engenharia ambiental. 3.
Meio ambiente. 4. Ética ambiental. I. Masten, Susan J. II.
Título.

CDU 502.2:66

Mackenzie L. DAVIS
Professor Emérito,
Universidade Estadual de Michigan,
East Lansing

Susan J. MASTEN
Universidade Estadual de Michigan,
East Lansing

PRINCÍPIOS DE Engenharia Ambiental

3ª EDIÇÃO

Versão impressa
desta obra: 2016



AMGH Editora Ltda.

2016

Obra originalmente publicada sob o título *Principles of Environmental Engineering and Science*,
1st Edition
ISBN 0073397903 / 9780073397900

Original edition copyright ©2014, McGraw-Hill Global Education Holdings, LLC., New York, New York 10121. All rights reserved.

Portuguese language translation copyright © 2016 AMGH Editora Ltda., a Grupo A Educação S.A. company. All rights reserved.

Gerente editorial: *Arysinha Jacques Affonso*

Colaboraram nesta edição:

Editora: *Denise Weber Nowaczyk*

Capa: *Márcio Monticelli*

Imagens da capa: *Jonutis/Shutterstock; hans engbers/Shutterstock; kichigin/Shutterstock*

Leitura final: *Amanda Jansson Breitsameter*

Editoração: *Clic Editoração Eletrônica Ltda.*

Reservados todos os direitos de publicação, em língua portuguesa, à
AMGH EDITORA LTDA., uma parceria entre GRUPO A EDUCAÇÃO S.A. e
McGRAW-HILL EDUCATION
Av. Jerônimo de Ornelas, 670 – Santana
90040-340 Porto Alegre RS
Fone: (51) 3027-7000 Fax: (51) 3027-7070

Unidade São Paulo
Rua Doutor Cesário Mota Jr., 63 – Vila Buarque
01221-020 São Paulo SP
Fone: (11) 3221-9033

SAC 0800 703-3444 – www.grupoa.com.br

É proibida a duplicação ou reprodução deste volume, no todo ou em parte, sob quaisquer formas ou por quaisquer meios (eletrônico, mecânico, gravação, fotocópia, distribuição na Web e outros), sem permissão expressa da Editora.

IMPRESSO NO BRASIL
PRINTED IN BRAZIL

Os autores

Mackenzie L. Davis, Ph.D., P.E., BCEE, é Professor Emérito de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual de Michigan. Formou-se na Universidade de Illinois. Entre 1968 e 1971, serviu como capitão no Serviço Médico do Exército dos Estados Unidos, período durante o qual realizou estudos sobre a poluição atmosférica em unidades de munição. De 1971 a 1973 foi chefe do setor de Engenharia Ambiental do Laboratório de Engenharia Civil do Exército dos Estados Unidos. Suas responsabilidades incluíam a supervisão de pesquisas sobre a poluição atmosférica, aquática e sonora, além da gestão de resíduos sólidos em instalações do Exército. Em 1973 juntou-se ao corpo docente da Universidade Estadual de Michigan. Lecionou e realizou pesquisas sobre poluição atmosférica e gestão de resíduos sólidos.

Em 1987 e entre 1898-1992, por indicação do Departamento de Resíduos Sólidos e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, o Dr. Davis realizou avaliações técnicas de métodos de tratamento utilizados para estabelecer os pré-requisitos para as restrições ao descarte em terra presentes nas Emendas Constitucionais para o Descarte de Resíduos Sólidos e Perigosos.

O Dr. Davis é membro de organizações de profissionais como a American Chemical Society, o American Institute of Chemical Engineers, a American Society for Engineering Education, a American Meteorological Society, a American Society of Civil Engineers, a American Water Works Association, a Air & Waste Management Association, Association of Environmental Engineering and Science Professors, e a Water Environment Federation.

O Dr. Davis recebeu o prêmio o State-of-the-Art Award da ASCE. Entre os cargos honoríficos conferidos ao Dr. Davis estão a posição de Chapter Honor Member of Chi Epsilon, Sigma Xi e de membro permanente da Air & Waste Management Association e da American Academy of Environmental Engineers, com especialização na gestão de resíduos sólidos. Como professor, o Dr. Davis recebeu prêmios da American Society of Civil Engineers Student Chapter, da Michigan State University College of Engineering, da North Central Section of the American Society for Engineering Education, da Great Lakes Region of Chi Epsilon, e da Amoco Corporation. Em 1998, recebeu o prêmio Lyman A. Ripperton Award pela distinção como educador da Air & Waste Management Association. Em 2007, foi reconhecido como Profissional da Educação do Ano pela Michigan Water Environment Association. É engenheiro profissional registrado no estado de Michigan.

O Dr. Davis é autor das edições estudantil e profissional do livro *Water and Wastewater Engineering* e coautor de *Introduction to Environmental Engineering*, ao lado do Dr. David Cornwell.

Em 2003, o Dr. Davis se aposentou como professor da Universidade Estadual de Michigan.

Susan J. Masten é Professora do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Michigan. Obteve seu Ph.D. em engenharia ambiental na Universidade de Harvard, em 1986. Antes de se tornar professora da Universidade Estadual de Michigan, em 1989, a Dra. Masten atuou por muitos anos como pesquisadora da Universidade de Melbourne (Austrália) e no Laboratório Kerr, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, em Ada, Oklahoma. As pesquisas da Dra. Masten investigam o uso de oxidantes químicos para a remediação de solos, a descontaminação de água e o tratamento de águas residuárias. Seus trabalhos mais recentes se concentram no uso do ozônio na redução da concentração de subprodutos da desinfecção da água potável, no controle do desgaste de membranas e na redução da toxidez dos subprodutos da ozonização no tratamento de hidrocarbonetos aromáticos polinucleares. Ela também atua em projetos de pesquisa sobre o uso do ozônio na redução dos odores da produção de suínos e de hidrocarbonetos clorados e compostos orgânicos semivoláteis de solos por arraste e aspersão com ozônio.

A Dra. Masten é membro de organizações de profissionais como a Air and Waste Management Association, a International Ozone Association e a American Society for Engineering Education. Atuou no Comitê Executivo da American Chemical Society na Universidade Estadual de Michigan, entre 1995 e 2005. Como educadora, assumiu o cargo de Lilly Teaching Fellow no ano acadêmico 1994-1995. Recebeu diversos prêmios, como o Withrow Distinguished Scholar Award, da College of Engineering, da Universidade Estadual de Michigan, em março de 1995, o Teacher-Scholar Award, da Universidade Estadual de Michigan em fevereiro 1996 e o Withrow Teaching Award, em 2012. A Dr. Masten também atuou como integrante do Faculty Writing Project, Universidade Estadual de Michigan, em 1996. Em 2001, recebeu o prêmio Association of Environmental Engineering and Science Professors/Wiley Interscience Outstanding Educator Award.

A Dra. Masten é engenheira profissional registrada no estado de Michigan.

Aos nossos alunos, que fazem este esforço valer a pena.

Agradecimentos

Como em qualquer livro, o número de pessoas que nos ajudaram a tornar esta publicação uma realidade vai muito além dos nomes que constam na capa. Os nomes são muitos, e nos desculpamos por não lembrar de alguém que tenha nos auxiliado.

Os alunos listados abaixo nos ajudaram a resolver os problemas, revisar o texto, preparar as ilustrações, fazer perguntas e se certificar de que outros alunos entenderiam o texto. Shelley Agarwal, Stephanie Albert, Deb Allen, Mark Bishop, Aimee Bolen, Kristen Brandt, Jeff Brown, Amber Buhl, Nicole Chernoby, Rebecca Cline, Linda Clowater, Shauna Cohen, John Cooley, Ted Coyer, Marcia Curran, Talia Dodak, Kimberly Doherty, Bobbie Dougherty, Lisa Egleston, Karen Ellis, Elaheh Esfahanian, Craig Fricke, Elizabeth Fry, Beverly Hinds, Edith Hooten, Brad Hoos, Kathy Hulley, Geneva Hulslander, Lisa Huntington, Angela Ilieff, Melissa Knapp, Alison Leach, Gary Lefko, Lynelle Marolf, Lisa McClanahan, Tim McNamara, Becky Mursch, Cheryl Oliver, Kyle Paulson, Marisa Patterson, Lynnette Payne, Jim Peters, Kristie Piner, Christine Pomeroy, Susan Quiring, Erica Rayner, Bob Reynolds, Laurene Rhyne, Sandra Risley, Carlos Sanlley, Lee Sawatzki, Stephanie Smith, Mary Stewqrt, Rick Wlrsing, Ya-yun Wu. A todos, nosso muito obrigado!

Os autores são gratos a Pamela Augustine, Brandon Curtas, David Desteiger, Cheryl Edson, John Engle, Timothy Greenleaf, Erin Henderson, Robert Little, Kate Logan, Jeremy Mansell, Lorna McTaggart, Kelly Mlynarek, Brad Osinski, Alicja Pawlowska, Shannon Simpson, Lirüsay Smith, Bryan Stramecki, Brad Vernier, Marcie Wawzysko e Adam Wosneski que auxiliaram a revisar o texto, encontrar problemas e garantir que o material fosse de fácil leitura para os estudantes. Agradecemos a Rebecca Masten-Davies pela ajuda com a experiência cultural para estudantes, dando nomes a rios, lagos, etc. baseados em seres mitológicos de todo o mundo.

Os revisores citados a seguir contribuíram com preciosos comentários e sugestões: Max Anderson, Universidade de Wisconsin–Platteville; Gregory Boardman, Virginia Tech; Jonathan Brant, Universidade de Wyoming; Leonard W. Casson, Universidade de Pittsburgh—Faculdade de Engenharia Swanson; Andres Clarens, Universidade de Virginia; Lubo Liu, Universidade Estadual da Califórnia–Fresno; George Murgel, Universidade Estadual de Boise, John Novak, Virginia Tech; Jonathan Sharp, Faculdade de Minas do Colorado.

Por suas valiosas contribuições, Simon Davies também merece nossa sincera gratidão. Seus esforços nos são muito caros. Por fim, queremos agradecer a nossas famílias, que nos toleraram durante o processo de redação deste livro, especialmente Rebecca e Jeffrey Masten-Davies, que abriram mão de várias viagens de Natal e muitos outros dias do ano, enquanto a mãe deles passava incontáveis horas trabalhando neste livro.

Nosso agradecimento especial vai para Elaine, a esposa de Mack, que aguentou esta façanha, que é escrever um livro.

Prefácio

Princípios de Engenharia Ambiental é um livro-texto para ser utilizado em disciplinas básicas do curso de engenharia ambiental e ciências ambientais. A obra aborda temas essenciais e princípios fundamentais destas áreas de estudo, discutidos em disciplinas mais avançadas. Os estudantes universitários de áreas afins, como a biologia, a química, a microbiologia e a ciência do solo, encontrarão importantes subsídios nesta obra.

Ao escrevermos um livro como este, partimos da hipótese de que os alunos que o utilizarem dominam os conhecimentos mais elementares da química, da física e da biologia, além de noções básicas de matemática necessárias à compreensão dos conceitos de derivada e integral. Ainda assim, os conceitos mais elementares da química ambiental e da biologia são apresentados nos primeiros capítulos deste livro.

Os balanços de energia e de massa são introduzidos no início do livro e são utilizados ao longo dos capítulos restantes como ferramenta para a compreensão de processos ambientais e a solução de problemas em áreas de estudo tão diversas como a hidrologia, a sustentabilidade, a qualidade da água, o tratamento para obtenção de água potável, o tratamento de efluentes, a poluição do ar e a gestão de resíduos sólidos urbanos e resíduos.

Uma lista de itens de revisão, exercícios e questões para discussão são apresentados no final de cada capítulo. A terceira edição de *Princípios de Engenharia Ambiental* foi completamente revisada e atualizada, apresentando, por exemplo, dados atuais sobre o consumo de água por habitante, novas seções sobre equilíbrio entre gases e líquidos, sobre gestão de escoamentos de águas da chuva e sobre proteção aos recursos hídricos, uma discussão sobre o tratamento biológico do nitrogênio e do fósforo, sobre aquecimento global, entre outros.

A exemplo das outras edições, agradecemos os comentários, as sugestões, as correções e as contribuições para as revisões futuras.

Mackenzie L. Davis
Susan J. Masten

Recursos online para edição brasileira

Está disponível no site do Grupo A (www.grupoa.com.br) material complementar a este livro.

Na área de livre acesso, os interessados pela seção On-site disposal system (em inglês), depois de cadastrados, devem procurar a página do livro por meio do campo de busca e clicar no link Conteúdo Online.

Se você é professor, poderá valer-se do Manual do Professor (em inglês), disponível em área exclusiva. Para acessá-lo, cadastre-se no site do Grupo A como professor e clique no link Material para o Professor na página do livro.

Sumário

1 Introdução às ciências e à engenharia ambientais.	1
1-1 O QUE SÃO AS CIÊNCIAS AMBIENTAIS?	2
As ciências naturais	2
As ciências ambientais	2
A ciência ambiental quantitativa	2
1-2 O QUE É A ENGENHARIA AMBIENTAL?	3
A engenharia	3
A engenharia ambiental	3
1-3 UMA PERSPECTIVA HISTÓRICA	3
Visão geral	3
A hidrologia	4
O tratamento da água	4
O tratamento de águas residuárias	8
O controle da poluição atmosférica	9
Os resíduos sólidos e perigosos	9
1-4 A COLABORAÇÃO ENTRE ENGENHEIROS E CIENTISTAS AMBIENTAIS	10
1-5 UMA INTRODUÇÃO AOS PRINCÍPIOS DA ENGENHARIA E DA CIÊNCIA AMBIENTAIS	11
Qual é o nosso ponto de partida?	11
Uma breve descrição deste livro	11
1-6 UMA VISÃO GERAL DOS SISTEMAS AMBIENTAIS	12
Os sistemas	12
Os sistemas de gestão de recursos hídricos	13
Os sistemas de gestão de recursos atmosféricos	17
Os sistemas de gestão de resíduos sólidos	17
Os sistemas multicompartimento	19
A sustentabilidade	19
1-7 A LEGISLAÇÃO E A REGULAMENTAÇÃO AMBIENTAIS	19
Os projetos de lei, as leis e as regulamentações	19
1-8 A ÉTICA AMBIENTAL	22
Estudo de caso 1: acrescentar ou não acrescentar valor?	22
Estudo de caso 2: você não consegue fazer tudo ao mesmo tempo	23
Revisão do capítulo	23
Exercícios	24
Questões para discussão	25
Referências	29
2 A química e o meio ambiente	31
Estudo de caso: Usar ou não o MTBE?	32
2-1 INTRODUÇÃO	32
2-2 OS CONCEITOS BÁSICOS DA QUÍMICA	33
Os átomos, os elementos e a tabela periódica	33
As ligações químicas e as forças intermoleculares	34
O mol, as unidades molares e as unidades de atividade	36
As reações químicas e a estequiometria	37
O equilíbrio químico	44
A cinética das reações	56
2-3 A QUÍMICA ORGÂNICA	61
Os alcanos, os alcenos e os alcinos	62
Os compostos arila, ou aromáticos	63
Os grupos funcionais e as classes de compostos	63
2-4 A QUÍMICA DA ÁGUA	64
As propriedades físicas da água	64
Os estados das impurezas em solução	65
As unidades de concentração em soluções ou suspensões aquosas	66
Os tampões	69
2-5 A QUÍMICA DOS SOLOS	75
2-6 A QUÍMICA DA ATMOSFERA	77
Os conceitos básicos dos gases	78
Revisão do capítulo	80
Exercícios	81
Questões para discussão	86
Referências	87
3 A biologia e o meio ambiente	89
Estudo de caso: Veneno na água?	90
3-1 INTRODUÇÃO	90

3-2 A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA VIDA	91
Os carboidratos	91
Os ácidos nucleicos	93
As proteínas	96
Os lipídios	100
3-3 A CÉLULA	101
As células procarióticas e as eucarióticas	101
A membrana celular	101
As organelas nas células eucarióticas	106
As organelas das células vegetais	110
As organelas celulares dos procariotos	111
3-4 A ENERGIA E O METABOLISMO	111
As células, a matéria e a energia	111
3-5 A REPRODUÇÃO CELULAR	116
O ciclo da célula	116
A reprodução assexuada	117
A reprodução sexuada	118
3-6 A DIVERSIDADE DOS SERES VIVOS	119
3-7 OS DOMÍNIOS BACTERIA E ARCHAEA	119
Archaea	120
Bactéria	121
3-8 PROTISTAS	124
Os protozoários	124
As algas	126
Os bolores limosos e os bolores aquáticos	128
3-9 FUNGOS	129
Os quitridiomicetos	129
Os zigomicetos	129
Os ascomicetos	129
Os basidiomicetos	130
Os deuteromicetos	130
3-10 VÍRUS	130
3-11 AS DOENÇAS CAUSADAS POR MICRÓBIOS	132
3-12 AS TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS	133
Revisão do capítulo	136
Exercícios	137
Questões para discussão	139
Referências	140
4 Os balanços de massa e de energia	141
4-1 INTRODUÇÃO	142
4-2 A UNIFICAÇÃO DAS TEORIAS	142
A conservação da matéria	142
A conservação da energia	142
A conservação da matéria e da energia	142
4-3 OS BALANÇOS DE MASSA	143
Os princípios básicos	143
O fator tempo	144
Os sistemas mais complexos	145
A eficiência	148
As condições da mistura	151
Incluindo reações e perdas no processo	153
Os reatores	157
A análise dos reatores	158
4-4 OS BALANÇOS DE ENERGIA	166
A primeira lei da termodinâmica	166
Os princípios básicos	167
A segunda lei da termodinâmica	175
Revisão do capítulo	177
Exercícios	177
Questões para discussão	185
Referências	185
5 Os ecossistemas	187
Estudo de caso: O DDT – benção ou maldição?	188
5-1 INTRODUÇÃO	189
Os ecossistemas	189
5-2 A INFLUÊNCIA EXERCIDA PELO HOMEM	189
5-3 A TRANSFERÊNCIA DE MASSA E DE ENERGIA NOS ECOSISTEMAS	191
A bioacumulação	195
5-4 OS CICLOS DE NUTRIENTES	197
O ciclo do carbono	197
O ciclo do nitrogênio	199
O ciclo do fósforo	200
O ciclo do enxofre	202
5-5 A DINÂMICA POPULACIONAL	203
O crescimento das populações bacterianas	204

A dinâmica populacional animal.	206
A dinâmica populacional humana	210
5-6 OS LAGOS E A CICLAGEM DE MASSA E DE ENERGIA EM UM ECOSISTEMA	214
A estratificação e a renovação de lagos.	214
As zonas biológicas	215
A produtividade dos lagos	217
A eutrofização	220
5-7 A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PARA A PROTEÇÃO DOS ECOSISTEMAS.	223
Revisão do capítulo	224
Exercícios	225
Questões para discussão.	227
Referências	228
 6 A percepção, a avaliação e a gestão do risco.	 231
Estudo de caso: Proibido nadar!	232
6-1 INTRODUÇÃO	232
6-2 A PERCEPÇÃO DO RISCO.	232
6-3 A AVALIAÇÃO DO RISCO	234
A coleta e a análise de dados.	234
A avaliação da toxicidade.	234
A avaliação da exposição.	240
A caracterização do risco	246
6-4 A GESTÃO DO RISCO.	247
Revisão do capítulo	247
Exercícios	248
Questões para discussão.	250
Referências	250
 7 A hidrologia	 253
Estudo de caso: A lenta morte de um mar.	254
7-1 FUNDAMENTOS DA HIDROLOGIA	256
O ciclo hidrológico.	256
7-2 MEDIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO, DA EVAPORAÇÃO, DA INFILTRAÇÃO E DA VAZÃO.	265
Precipitação	265
Evaporação	267
Infiltração	270
Vazão em cursos de água.	273
7-3 HIDROLOGIA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	274
Os aquíferos	274
7-4 ESCOAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	279
7-5 HIDRÁULICA DOS POÇOS.	283
A definição dos termos.	283
Cone de depressão	284
7-6 A IMPORTÂNCIA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO ABASTECIMENTO	289
7-7 A REDUÇÃO DOS VOLUMES DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS	290
O direito à água	290
A utilização da água.	292
A subsidência da terra	292
7-8 A GESTÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS.	294
O desenvolvimento de baixo impacto	295
As infraestruturas verdes para climas úmidos	296
Revisão do capítulo	296
Exercícios	297
Questões para discussão.	299
Referências	299
 8 A sustentabilidade.	 301
Estudo de caso: Um novo metal precioso – o cobre.	302
8-1 INTRODUÇÃO	303
A sustentabilidade	303
O problema humano	303
Não há dinossauros entre nós	304
A cultura verde (Go Green).	305
8-2 OS RECURSOS HÍDRICOS	306
Água, água em toda a parte.	306
A análise de frequência e de probabilidade	306
As inundações	307
As estiagens.	312
8-3 OS RECURSOS ENERGÉTICOS	329
As reservas de combustíveis fósseis.	329
A energia nuclear.	332
Os impactos ambientais.	333

Os recursos energéticos sustentáveis . . .	338
A engenharia verde e a conservação de energia	343
8-4 OS RECURSOS MINERAIS	349
As reservas	349
Os impactos ambientais	351
A conservação de recursos	352
8-5 OS RECURSOS GEOLÓGICOS	355
O estoque energético	355
8-6 OS PARÂMETROS DA SUSTENTABILIDADE DO SOLO	356
A ciclagem de nutrientes no solo	356
A acidez do solo	358
A salinidade do solo	359
A textura e a estrutura	359
8-7 A CONSERVAÇÃO DO SOLO	359
A gestão dos solos	359
A erosão	361
Revisão do capítulo	366
Exercícios	367
Questões para discussão	369
Referências	369
 9 A gestão da qualidade da água	 375
Estudo de caso: “Lá está ela, esguichando”!	376
9-1 INTRODUÇÃO	378
9-2 OS POLUENTES AQUÁTICOS E SUAS ORIGENS	379
As fontes pontuais	379
As fontes não pontuais	379
Os materiais demandadores de oxigênio	379
Os nutrientes	380
Os organismos patogênicos	382
Os sólidos suspensos	382
Os sais	383
Os pesticidas	383
Os fármacos e os produtos para a higiene pessoal	385
Os desreguladores endócrinos	386
Outros compostos orgânicos	387
O arsênico	388
Os metais tóxicos	389
O calor	389
As nanopartículas	390
 9-3 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS	 390
O efeito dos resíduos demandadores de oxigênio nos rios	391
A demanda bioquímica de oxigênio	391
A medida da demanda biológica de oxigênio em laboratório	396
Algumas observações sobre a demanda bioquímica de oxigênio	399
A oxidação do nitrogênio	400
A curva de depleção (decaimento) do oxigênio dissolvido	401
O efeito dos nutrientes na qualidade da água nos rios	417
 9-4 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS	 418
O controle do fósforo	418
A acidificação dos lagos	422
 9-5 A QUALIDADE DA ÁGUA NOS ESTUÁRIOS	 428
 9-6 A QUALIDADE DA ÁGUA DOS OCEANOS	 430
 9-7 A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	 433
A migração de contaminantes nas águas subterrâneas	433
 9-8 A PROTEÇÃO DAS FONTES DE ÁGUA	 437
Revisão do capítulo	439
Exercícios	440
Questões para discussão	444
Referências	446
 10 O tratamento da água	 449
Estudo de caso: Walkerton — a cidade em que as crianças morreram de infecção por <i>E. coli</i>	450
 10-1 INTRODUÇÃO	 451
A qualidade da água	453
As características físicas	454
As características químicas	454
As características microbiológicas	454
As características radioativas	455
Os padrões de qualidade da água nos Estados Unidos	455
A classificação da água e os sistemas de tratamento	458

10-2 A MISTURA RÁPIDA, A FLOCULAÇÃO E A COAGULAÇÃO . . .	460
A estabilidade e a desestabilização dos coloides	460
A física da coagulação	461
Os coagulantes	462
A mistura e a floculação	464
10-3 O ABRANDAMENTO	468
A dureza	468
O abrandamento com cal e soda barrilha (carbonato de sódio)	474
O abrandamento por troca iônica	477
10-4 A SEDIMENTAÇÃO	479
Visão geral	479
A determinação da velocidade de sedimentação (v_s)	480
O cálculo da taxa de aplicação superficial	482
10-5 A FILTRAÇÃO	483
10-6 A DESINFECÇÃO	486
A cinética da desinfecção	487
Os desinfetantes e seus subprodutos	488
As reações do cloro na água	489
As cloraminas	491
O dióxido de cloro	492
A ozonização	492
A radiação ultravioleta	492
10-7 OS OUTROS MÉTODOS DE TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL . . .	493
Os processos em membrana	493
Os processos de oxidação avançados	497
A adsorção em carvão	497
A aeração	497
10-8 A GESTÃO DOS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL . . .	498
A análise do balanço de massa	499
O tratamento do lodo	500
O descarte final	504
Revisão do capítulo	505
Exercícios	506
Questões para discussão	512
Referências	513
11 O tratamento de efluentes líquidos	515
Estudo de caso: O incêndio do Rio Cuyahoga	516
11-1 INTRODUÇÃO	517
A perspectiva do tratamento de efluentes líquidos	517
11-2 CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOMÉSTICOS	518
Características físicas	518
Características químicas	518
Características dos efluentes industriais	519
11-3 CRITÉRIOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES	521
Pré-tratamento de efluentes industriais	522
11-4 SISTEMAS LOCAIS DE DISPOSIÇÃO	523
11-5 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS	523
11-6 OPERAÇÕES UNITÁRIAS DO PRÉ-TRATAMENTO	524
Unidades de gradeamento	524
Caixas de areia	525
Trituradores	527
Equalização	527
11-7 TRATAMENTO PRIMÁRIO	532
11-8 TRATAMENTO SECUNDÁRIO	533
Visão geral	533
A função dos microrganismos	534
A dinâmica populacional	534
O lodo ativado	536
Filtros biológicos, ou percoladores	547
Lagoas de oxidação	549
Contatores biológicos rotativos	551
Sistemas integrados de lodo ativado e crescimento aderido	552
Reatores com crescimento aderido em leito móvel	552
11-9 DESINFECÇÃO	553
11-10 TRATAMENTO TERCIÁRIO	553
Filtração	553
Adsorção em carvão ativado	554
Remoção química do fósforo	555
Remoção biológica do fósforo	556
Controle do nitrogênio	556
11-11 TRATAMENTO DE EFLUENTES NO SOLO	557
Infiltração lenta	559
Escoamento em superfície	559

Infiltração rápida	559
Potencial para a geração de efeitos adversos	559
11-12 TRATAMENTO DO LODO	560
Origens e características dos lodos	560
Inventário de sólidos.	560
Processos para condicionamento e tratamento de lodo.	562
11-13 DISPOSIÇÃO DO LODO.	568
Disposição final	568
Uso como condicionador de solo	568
Recuperação de áreas degradadas.	569
Disposição em aterro sanitário	569
Aproveitamento	569
Regulamentações sobre o descarte de lodo	569
Revisão do capítulo	569
Exercícios	570
Questões para discussão.	574
Referências	574
 12 A poluição atmosférica	 577
Estudo de caso: A névoa	578
12-1 INTRODUÇÃO	579
A perspectiva da poluição atmosférica	579
12-2 OS ASPECTOS FUNDAMENTAIS	579
As relações de pressão e as unidades de medida.	579
O caráter relativo das unidades de medida	579
A expansão e a compressão adiabáticas	579
12-3 LEGISLAÇÃO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	580
Legislação Brasileira.	585
12-4 OS EFEITOS DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS	585
Os efeitos nos materiais	585
Os efeitos na vegetação	586
Os efeitos para a saúde	588
12-5 A ORIGEM E O DESTINO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS.	592
O monóxido de carbono	592
Os poluentes atmosféricos perigosos (PAPs).	593
O chumbo	593
O dióxido de nitrogênio	593
Os oxidantes fotoquímicos	594
Os óxidos de enxofre	594
Os particulados	596
12-6 AS ESCALAS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	598
A poluição atmosférica em ambientes internos.	598
A chuva ácida	602
A redução da camada de ozônio	603
O aquecimento global	605
12-7 A METEOROLOGIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	613
O funcionamento da atmosfera	613
A turbulência	614
A estabilidade	615
Os efeitos da topografia.	617
12-8 A DISPERSÃO ATMOSFÉRICA	619
Os fatores que afetam a dispersão dos poluentes atmosféricos.	619
A modelagem da dispersão	620
12-9 O MODELO DA QUALIDADE DO AR EM AMBIENTES INTERNOS	627
12-10 O CONTROLE DA POLUIÇÃO EMITIDA POR FONTES ESTACIONÁRIAS.	629
Os poluentes gasosos.	629
A dessulfurização de gases de combustão.	632
As tecnologias utilizadas no controle de óxidos de nitrogênio	633
Os poluentes particulados	634
As tecnologias de controle do mercúrio	637
12-11 O CONTROLE DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE FONTES MÓVEIS	638
Os princípios básicos dos motores	638
O controle das emissões de automóveis.	641
12-12 A MINIMIZAÇÃO DE EMISSÕES EM BUSCA DA SUSTENTABILIDADE	642
Revisão do capítulo	643
Exercícios	644
Questões para discussão.	646
Referências	646

13 Gestão de resíduos sólidos urbanos	651
Estudo de caso: Muito lixo para pouco espaço	652
13-1 INTRODUÇÃO	653
A magnitude do problema	654
13-2 CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	655
13-3 GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	658
13-4 COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS	659
13-5 RESÍDUOS SÓLIDOS COMO RECURSO	660
O histórico e as perspectivas	660
Química e engenharia verdes	661
Redução na fonte	662
Reúso	662
Reeducação e a legislação	663
Reciclagem	663
A compostagem	667
13-6 REDUÇÃO DE VOLUME DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	668
Processos de combustão	668
Tipos de incineradores	669
Questões de saúde pública e meio ambiente	672
Outros processos de tratamento térmico	673
13-7 DISPOSIÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS	673
Seleção do local	674
Operação	675
Aspectos ambientais	677
Lixiviado ou chorume	678
Produção de metano e de outros gases	681
Projeto de aterros sanitários	684
Cobertura final de um aterro	685
Revisão do capítulo	685
Exercícios	686
Questões para discussão	688
Referências	688
14 A gestão de resíduos perigosos	691
Estudo de caso: Não deu praia	692
14-1 INTRODUÇÃO	692
Dioxinas e PCBs	692
14-2 SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS DA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS	694
14-3 A RCRA E A HSWA	695
As ações do Congresso norte-americano sobre os resíduos perigosos	695
O conceito “do berço ao túmulo”	695
As exigências para o agente gerador	697
Normas de transporte	699
Exigências relativas ao tratamento, à armazenagem e à disposição final	700
Tanques subterrâneos de armazenagem	701
14-4 A CERCLA E A SARA	702
A lei que criou o Superfundo	702
A Lista Nacional de Áreas Prioritárias	703
Sistema de classificação de risco	703
O plano nacional de contingenciamento	704
Responsabilidade	704
Lei de Emendas e Nova Promulgação do “Superfundo”	705
14-5 GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS	706
Minimização da geração de resíduos	706
Troca de resíduos	709
Reciclagem	709
14-6 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO	710
Tratamento biológico	710
Tratamento químico	712
Tratamentos físico-químicos	715
Incineração	719
Estabilização-solidificação	726
14-7 DISPOSIÇÃO NO SOLO	727
Injeção em poços profundos	727
Tratamento no solo	727
Aterros	727
14-8 CONTAMINAÇÃO E REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	731
O processo de contaminação	731
O procedimento de remediação de águas subterrâneas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos	732

Mitigação e tratamento	734
Revisão do capítulo	740
Exercícios	741
Questões para discussão	746
Referências	747
15 A poluição sonora	749
15-1 INTRODUÇÃO	750
As propriedades das ondas sonoras . . .	751
A potência e a intensidade do som . . .	752
Os níveis e o decibel.	753
A caracterização do ruído.	755
15-2 OS EFEITOS DOS RUÍDOS NAS PESSOAS	759
O mecanismo da audição	759
A audição normal	762
A perda de audição	763
Os critérios de dano e risco	766
A interferência na fala	766
O desconforto	767
A interferência no sono.	768
Os efeitos no desempenho.	769
A privacidade acústica	769
15-3 OS SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO	770
Os objetivos de um sistema de classificação de ruídos	770
O conceito L_N	770
O conceito de L_{eq}	771
O conceito de L_{dn}	772
15-4 AS FONTES DE RUÍDOS E OS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO	772
O ruído associado ao transporte.	772
Os outros motores a combustão interna.	773
Os ruídos gerados pela construção civil	774
O zoneamento e a escolha do local . . .	775
As medidas de proteção à saúde e ao bem-estar	776
15-5 A TRANSMISSÃO DE RUÍDOS EM AMBIENTES EXTERNOS	776
A lei dos quadrados inversos	776
Os campos acústicos de uma fonte. . .	776
A diretividade.	778
A transmissão no ar	779
15-6 A ANÁLISE DO RUÍDO DEVIDO AO TRÁFEGO	780
A análise de L_{eq}	780
O cálculo de L_{dn}	780
15-7 O CONTROLE DO RUÍDO	781
O controle na fonte, no percurso ou no receptor	781
O projeto da fonte no controle do ruído.	781
O controle do ruído no percurso de transmissão.	782
A reforma de equipamentos como forma de controlar o ruído	784
A proteção do receptor.	785
Revisão do capítulo	786
Exercícios	787
Questões para discussão	790
Referências	790
16 A radiação ionizante	793
16-1 FUNDAMENTOS	794
A estrutura atômica	794
A radioatividade e a radiação.	795
Decaimento radioativo	797
Radioisótopos	800
Fissão	800
A produção de raios X	801
A dose da radiação	803
16-2 OS EFEITOS BIOLÓGICOS DA RADIAÇÃO IONIZANTE	805
O padrão sequencial dos efeitos biológicos	805
Os fatores que afetam os efeitos biológicos	805
Os efeitos agudos	807
A relação entre o tipo de dose e a síndrome aguda da radiação	807
Os efeitos retardados ou tardios	808
Os efeitos genéticos	810
16-3 OS PADRÕES PARA EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO	811
16-4 A EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO	813
Os perigos da exposição à radiação em ambientes internos e externos	813
A radiação natural	813

Os raios X	814	Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível baixo	823
Os radionuclídeos	815	Confinamento e gerenciamento de longo prazo.	826
Operação de reatores nucleares.	815	Revisão do capítulo	829
Os rejeitos radioativos	815	Exercícios	829
16-5 A PROTEÇÃO CONTRA A RADIAÇÃO	816	Questões para discussão.	831
A redução dos perigos da radiação externa	816	Referências	831
A redução dos riscos da radiação interna.	820	APÊNDICE	
16-6 OS REJEITOS RADIOATIVOS.	821	A AS PROPRIEDADES DO AR, DA ÁGUA E DE ALGUNS COMPOSTOS QUÍMICOS IMPORTANTES	833
Os tipos de rejeitos.	821	CRÉDITOS	839
Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível alto	822	ÍNDICE	841
A Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos	823		

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

Introdução às ciências e à engenharia ambientais

1-1 O QUE SÃO AS CIÊNCIAS AMBIENTAIS?	2
As ciências naturais	2
As ciências ambientais	2
A ciência ambiental quantitativa	2
1-2 O QUE É A ENGENHARIA AMBIENTAL?	3
A engenharia	3
A engenharia ambiental	3
1-3 UMA PERSPECTIVA HISTÓRICA	3
Visão geral	3
A hidrologia	4
O tratamento da água	4
O tratamento de águas residuárias	8
O controle da poluição atmosférica	9
Os resíduos sólidos e perigosos	9
1-4 A COLABORAÇÃO ENTRE ENGENHEIROS E CIENTISTAS AMBIENTAIS	10
1-5 UMA INTRODUÇÃO AOS PRINCÍPIOS DA ENGENHARIA E DA CIÊNCIA AMBIENTAIS	11
Qual é o nosso ponto de partida?	11
Uma breve descrição deste livro	11
1-6 UMA VISÃO GERAL DOS SISTEMAS AMBIENTAIS	12
Os sistemas	12
Os sistemas de gestão de recursos hídricos	13
Os sistemas de gestão de recursos atmosféricos	17
Os sistemas de gestão de resíduos sólidos	17
Os sistemas multicompartimento	19
A sustentabilidade	19
1-7 A LEGISLAÇÃO E A REGULAMENTAÇÃO AMBIENTAIS	19
Os projetos de lei, as leis e as regulamentações	19
1-8 A ÉTICA AMBIENTAL	22
Estudo de caso 1: acrescentar ou não acrescentar valor?	22
Estudo de caso 2: você não consegue fazer tudo ao mesmo tempo	23
REVISÃO DO CAPÍTULO	23
EXERCÍCIOS	24
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	25
REFERÊNCIAS	29

1-1 O QUE SÃO AS CIÊNCIAS AMBIENTAIS?

As ciências naturais

No sentido amplo do termo, a ciência é a sistematização do conhecimento humano obtido e testado com base na caracterização e formulação de um problema, na coleta de dados via observação e na experimentação. A diferença entre as ciências sociais e as ciências naturais é que as primeiras estudam as pessoas, o modo como constituem famílias, como vivem em tribos, comunidades, etnias e nações. Já as ciências naturais investigam a natureza e o mundo físico. As ciências naturais incluem uma variedade de disciplinas bastante distintas, como a biologia, a química, a geologia, a física – e as ciências ambientais.

As ciências ambientais

Enquanto disciplinas como a biologia, a química e a física (e disciplinas afins, como a microbiologia, a química orgânica e a física nuclear, por exemplo) se concentram em aspectos específicos das ciências naturais, as ciências ambientais, no sentido amplo do termo, englobam todos os campos das ciências naturais. O objeto de estudo dos cientistas ambientais sempre foi o ambiente natural, que inclui a atmosfera, a terra, a água e os seres que o habitam, em contraste com os ambientes construídos. Mas as ciências ambientais modernas têm papel relevante também no contexto dos ambientes criados pelo homem, ou melhor, no contexto de tudo o que estes ambientes envolvem.

A ciência ambiental quantitativa

A ciência, ou, mais precisamente o **método científico**, lida com dados, isto é, com os registros de observações. Estes dados são uma amostra de um universo de possibilidades, e podem ser representativos ou distorcidos. Contudo, até os dados enquadrados como representativos podem apresentar variações que não são explicadas com base no conhecimento atual. O cuidado e a imparcialidade na coleta e no registro de dados, ao lado de um sistema de validação independente, são as pedras fundamentais da ciência.

Quando a coleta ou a organização dos dados mostra que estes obedecem a certo grau de regularidade, é possível formular uma **hipótese**, isto é, uma generalização embasada nos dados de que dispomos. Uma hipótese pressupõe que determinados fenômenos podem ser observados em certas circunstâncias. Muitas generalizações têm caráter estatístico, já que são válidas para populações grandes, com precisão adequada. Mas, quando aplicadas em conjuntos menores de indivíduos, estas generalizações devem ser consideradas probabilidades.

Nas abordagens científicas, uma hipótese é testada, revisada e testada outra vez, até ser provada, ou não.

Quando recorremos a suposições para vincular diversas generalizações, formulamos uma teoria. Por sua vez, as teorias aceitas e consagradas com o tempo são chamadas de **leis**. Um exemplo clássico são as leis do movimento, que descrevem o deslocamento de um corpo, e as leis dos gases, que caracterizam o comportamento dessas substâncias. A comprovação de uma **teoria** é um feito importante, porque propicia a consolidação de uma grande base de conhecimentos. Além disso, uma teoria contribui com ferramentas poderosas na aquisição de novos saberes, porque mostra onde podemos estabelecer outras generalizações. “Logo, a acumulação de dados deixa de ser um emaranhado de fatos, para se tornar a busca sistemática de informações necessárias. São a existência de classificações e generalizações e, sobretudo, a formulação de teorias, que fazem da ciência um repositório organizado de conhecimentos” (Wright, 1964).

A lógica é parte de toda teoria. É classificada em dois tipos: a lógica qualitativa e a lógica quantitativa. A primeira é descritiva. Por exemplo, é possível afirmar, em base qualitativa, que quando o volume de águas residuárias lançado em um rio é muito grande, aumenta o risco de mortandade de peixes. A lógica qualitativa não permite caracterizar uma medida de “muito grande” – para isso, é preciso recorrer à lógica quantitativa.

Quando os dados e as generalizações são quantitativos, é a matemática que contribui com uma teoria sobre os relacionamentos entre quantidades. Por exemplo, uma afirmação quantitativa sobre o rio no exemplo acima diz que “quando a massa de matéria orgânica lançada no corpo hídrico é igual a x quilogramas/dia, a quantidade de oxigênio em suas águas é y ”.

Porém, talvez mais importante seja a noção de que a lógica quantitativa permite explorar os condicionamentos em uma relação: “se reduzirmos a quantidade de matéria orgânica lançada no

rio, qual será o aumento na quantidade de oxigênio na água?” Outro aspecto importante é que as teorias, sobretudo as de caráter matemático, muitas vezes nos ajudam a preencher a lacuna entre as descobertas feitas em um experimento controlado em laboratório e as observações registradas em campo. Por exemplo, o controle da quantidade de oxigênio em um tanque com peixes em laboratório permite determinar a quantidade mínima necessária à sobrevivência desses animais. Com isso, é possível usar este valor para definir a massa de matéria orgânica passível de ser lançada em um rio.

Uma vez que a ciência ambiental é um elenco organizado de conhecimentos sobre as relações no ambiente, a **ciência ambiental quantitativa** representa uma coleção organizada de teorias matemáticas úteis na descrição e exploração dessas relações.

Neste livro introduzimos algumas das teorias matemáticas que podem ser utilizadas para descrever e explorar as inter-relações no contexto das ciências ambientais.

1-2 O QUE É A ENGENHARIA AMBIENTAL?

A engenharia

A engenharia estuda conversão da matéria e da energia em elementos úteis na criação de estruturas, máquinas, produtos, sistemas e processos, com base na ciência e na matemática.

A engenharia ambiental

Em sua declaração de missão, a Divisão de Engenharia Ambiental da Sociedade Norte-Americana de Engenharia Civil (ASCE) esclarece o relacionamento entre a ciência ambiental e a engenharia ambiental:

A engenharia ambiental se manifesta em estruturas consistentes de pensamento e de práticas de engenharia voltadas para a solução de problemas ambientais, sobretudo as questões que envolvem (1) a garantia de abastecimento de recursos hídricos seguros, abundantes e aprazíveis ao consumidor; (2) o descarte ou a reciclagem adequados de águas residuárias e resíduos sólidos; (3) a drenagem apropriada de áreas urbanas e rurais para fins sanitários; (4) o controle da poluição da água, do solo e da atmosfera; (5) o impacto social e ambiental dessas soluções. A engenharia ambiental também se volta para os problemas de engenharia nas esferas da saúde pública, como no controle de doenças transmitidas por artrópodes, na eliminação de riscos à saúde associados a atividades industriais, e na garantia de condições sanitárias adequadas em áreas urbanas, rurais e recreativas, além do efeito dos avanços tecnológicos no meio ambiente (ASCE, 1977).

As ciências e a engenharia ambientais não devem ser confundidas com atividades como o aquecimento e a ventilação e ambientes com sistemas de ar condicionado, ou o paisagismo. Estas duas áreas do conhecimento também não devem ser vistas como funções da arquitetura ou da engenharia estrutural comumente associadas a casas, escritórios e outros ambientes construídos pelo homem.

1-3 UMA PERSPECTIVA HISTÓRICA

Visão geral

Partindo da hipótese de que a ciência ambiental tem suas raízes nas ciências naturais e de que realizamos generalizações (mesmo as mais rudimentares) sobre processos naturais desde o nascimento da civilização, fica claro que a ciência ambiental é de fato muito antiga. O cultivo de cereais pelos incas e a matemática desenvolvida por maias e sumérios estão entre as primeiras aplicações práticas das ciências naturais. Da mesma forma, o fato de os antigos egípcios preverem e adotarem as medidas necessárias para controlar as enchentes naturais no rio Nilo demonstra que a engenharia ambiental é tão antiga quanto a raça humana. Por outro lado, se você tivesse a chance de perguntar a gênios como Arquimedes, Newton ou Pasteur quais eram os campos da engenharia e das ciências ambientais a que se dedicavam, é provável que a resposta se resumiria a um olhar de surpresa! É interessante lembrar que, até 1687, o termo *ciência* sequer era comum nesses contextos. Por exemplo, Isaac Newton intitulou o seu tratado *Philosophiae Naturalis Principia Mathematica*, ou *Dos Princípios Matemáticos da Filosofia Natural*.

Foi no século XVIII que a engenharia e as ciências adquiriram as feições que conservam até hoje. É possível afirmar que a fundação da engenharia ambiental como disciplina coincidiu com a criação das diversas sociedades de engenharia em meados do século XIX (por exemplo, a Sociedade Norte-Americana de Engenharia Civil foi criada em 1852). A princípio, a engenharia ambiental era chamada de engenharia sanitária, por conta de suas raízes nos esforços de purificação da água. Esta visão prevaleceu durante boa parte do século XX. Nas décadas de 1960 e 1970 a disciplina recebeu outro nome, no intuito de refletir um escopo mais amplo de atividades, as quais incluíam não apenas os esforços de tratamento de água, como também o estudo da poluição do ar, a gestão de resíduos sólidos e tantos outros aspectos da proteção ambiental mantidos na descrição de engenharia ambiental adotada hoje.

Embora possamos estar inclinados a datar o nascimento da ciência ambiental no século XVIII, a verdade é que até a década de 1960 a literatura não fazia referência alguma a esta área do conhecimento.

O conceito de ecologia se concretizou na década de 1940. Nesse processo de consolidação várias pessoas tiveram papéis importantes. Talvez a primeira pessoa a se dedicar à ciência ambiental, em sua forma atual, tenha sido Rachel Carson, com o seu livro *Primavera Silenciosa* (Carson, 1962). Em meados da década de 1979, a ciência ambiental se consolidou na academia e, na década de 1980, surgiram disciplinas afins, como a química e a biologia ambientais, por exemplo, as quais são desdobramentos das disciplinas tradicionais das ciências naturais.

A hidrologia

As citações nesta seção originalmente apareceram no *Handbook of Applied Hydrology* de Chow (1964). Em linhas gerais, é possível afirmar que a hidrologia moderna surgiu no século XVII, com o surgimento dos sistemas de medida. As primeiras medições de índices pluviométricos, evaporação e capilaridade no Rio Sena foram feitas por Perrault (1678). No mesmo rio, Mariotte (1686) calculou o fluxo após medir a seção transversal do leito e a velocidade das águas.

No século XVIII, vemos o nascimento do experimento científico. Os precursores de alguns dos instrumentos de medição comuns hoje foram inventados naquela época, como o piezômetro de Bernoulli, o tubo de Pitot, o hidrômetro de Woltmann e o tubo de Borda. Em 1769, Chézy propôs uma equação para descrever o fluxo uniforme em canais abertos, a qual levou o seu nome.

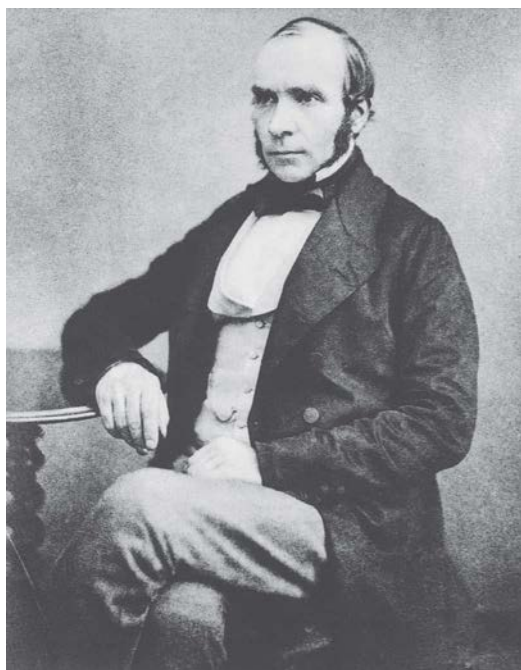
O século XIX marca o auge da hidrologia experimental. Os conhecimentos de geologia acumulados até então passaram a ser aplicados em problemas hidrológicos. Hagen (1839) e Poiseuille (1884) desenvolveram a equação do fluxo capilar. Darcy (1856) publicou a sua lei da vazão de águas subterrâneas e Dupuit (1863) criou uma fórmula para prever o escoamento de água de um poço.

Durante o século XX, os hidrólogos deixaram de lado o empirismo e adotaram as explicações baseadas na teoria dos fenômenos hidrológicos. Por exemplo, Hazen (1930) incorporou a estatística na análise hidrológica. Horton (1933) desenvolveu um método para determinar o excesso de precipitação pluviométrica com base na teoria da infiltração e Theis (1935) introduziu a teoria do não equilíbrio da hidráulica de poços. Com a chegada dos computadores ultrarrápidos na última década do século, a análise de elementos finitos passou a ser usada para prever a migração de contaminantes no solo.

O tratamento da água

O abastecimento de água e a necessidade de transportar resíduos para longe das populações eram aspectos importantes já para as civilizações antigas: uma rede de esgoto em Nippur, na Índia, foi construída em cerca de 3750 a.C. Uma galeria de esgoto construída no século XXVI a.C. foi descoberta em Tel Asmar, próximo a Bagdá, no Iraque (Babbitt, 1953). Em sua tradução de um relatório do comissário do Império Romano encarregado da distribuição de água, Sextus Fontinus, Herschel (1913) identificou nove aquedutos que, juntos, transportavam mais de $3 \times 10^5 \text{ m}^3$ de água por dia até Roma, no ano 97 d.C.

Ao longo dos séculos, aumentou a necessidade de garantir o suprimento de água limpa e novos meios para o lançamento de águas residuárias foram descobertos, esquecidos e redescobertos a todo instante. A conscientização desses problemas ganhou uma nova perspectiva no século XIX.

**FIGURA 1-1** Dr. John Snow.**FIGURA 1-2** Dr. William Budd.

No Reino Unido, a conscientização da sociedade foi precedida pela entrada em operação de uma unidade de filtração de água construída em Paisley, Escócia, em 1804, e pelas iniciativas da Chelsea Water Company, que instalou filtros para melhorar a qualidade da água do Rio Tâmesa, em 1829 (Baker, 1981; Fair e Geyer, 1954). A construção da rede de esgotos em Paris começou em 1833; pouco depois, em 1842 W. Lindley supervisionou a construção dos esgotos na cidade alemã de Hamburgo (Babbitt, 1953). Essa transformação na mentalidade de então foi liderada por físicos, advogados, engenheiros, estadistas e até o escritor Charles Dickens. “Na dianteira dessas mudanças estava Sir Edwin Chadwick, advogado por formação, defensor da saúde por vocação. Foi dele a principal voz na elaboração do *Relatório da Comissão dos Direitos dos Destituídos sobre a Investigação sobre as Condições Sanitárias das Populações de Trabalhadores da Grã-Bretanha*, 1842” (Fair e Geyer, 1954). Como sabem muitos líderes de movimentos de defesa do meio ambiente, as recomendações feitas por Chadwick não foram levadas a sério.

Os primeiros cientistas ambientais propriamente ditos foram John Snow (Figura 1-1) e William Budd (Figura 1-2). Os esforços de pesquisa destes pioneiros demonstram a existência de uma clara relação entre a contaminação da água e a incidência de doenças. Em 1854, Snow provou a correlação entre o consumo de água contaminada e a cólera, com base em um gráfico do número e localização de mortes pela doença e as condições da água consumida nesses locais (Figuras 1-3 e 1-4). Snow descobriu que as mortes por cólera registradas em um distrito de Londres se concentravam nos arredores de uma bica em Broad Street, que trazia água contaminada do Rio Tâmesa para consumo dos habitantes locais (Snow, 1965). Em 1857, Budd iniciou um trabalho que revelaria a relação entre febre tifoide e água contaminada. O pesquisador publicou sua monografia em 1873, na qual descreveu a sequência de eventos na propagação da doença e apresentava um conjunto de regras básicas para a prevenção da doença (Budd, 1977). Tais regras são válidas até hoje, 133 anos depois de terem sido sugeridas. A importância do trabalho destes pioneiros fica ainda mais evidente quando consideramos que estes esforços surgiram antes de Koch formular a sua teoria, que atribuiu o surgimento de doenças aos germes, em 1876.

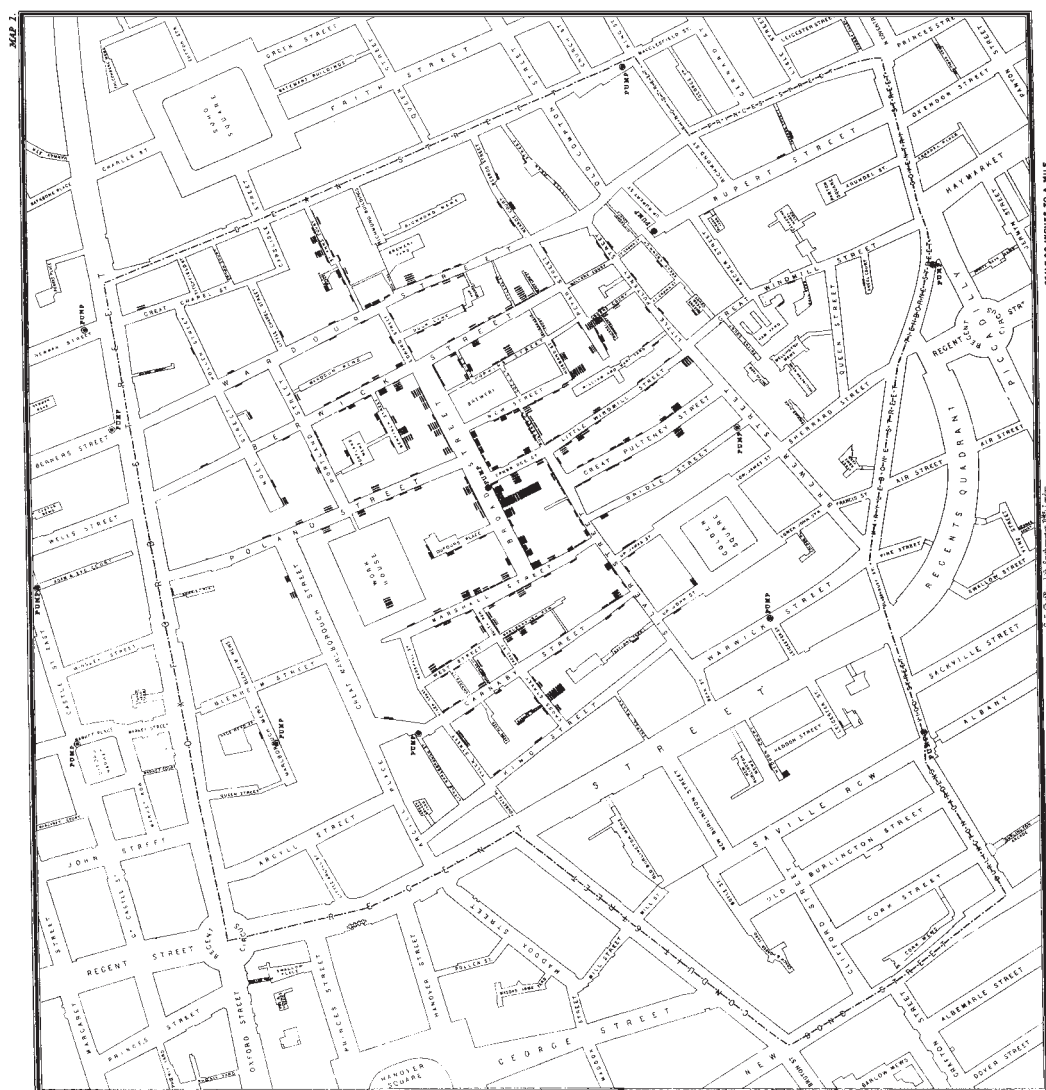


FIGURA 1-3 Mapa, elaborado por Dr. Snow, dos casos fatais de cólera em Londres, registrados entre 19/8 e 30/9/1854. Cada barra (■) representa uma morte.

Nos Estados Unidos, as primeiras iniciativas de filtração da água foram adotadas em 1832, em Richmond, na Virgínia. Foi um movimento arrojado, para a época, mas não teve sucesso. Foi somente depois da Guerra Civil que esforços do gênero foram retomados. No entanto, a maioria destes também fracassou. Entre as décadas de 1830 e 1880, os métodos de purificação eram baseados sobretudo em procedimentos pouco sofisticados de sedimentação.

Pouco depois, em 1881, foi fundada a *American Water Works Association* (AWWA), a agência nacional de águas dos Estados Unidos. A associação reúne profissionais e promove o compartilhamento de conhecimentos e experiências. A exemplo de outras agremiações do gênero fundadas no final do século XIX e no começo do século XX, as atividades da AWWA abriram caminho para a criação de um repositório de conhecimentos e experiências sobre a purificação

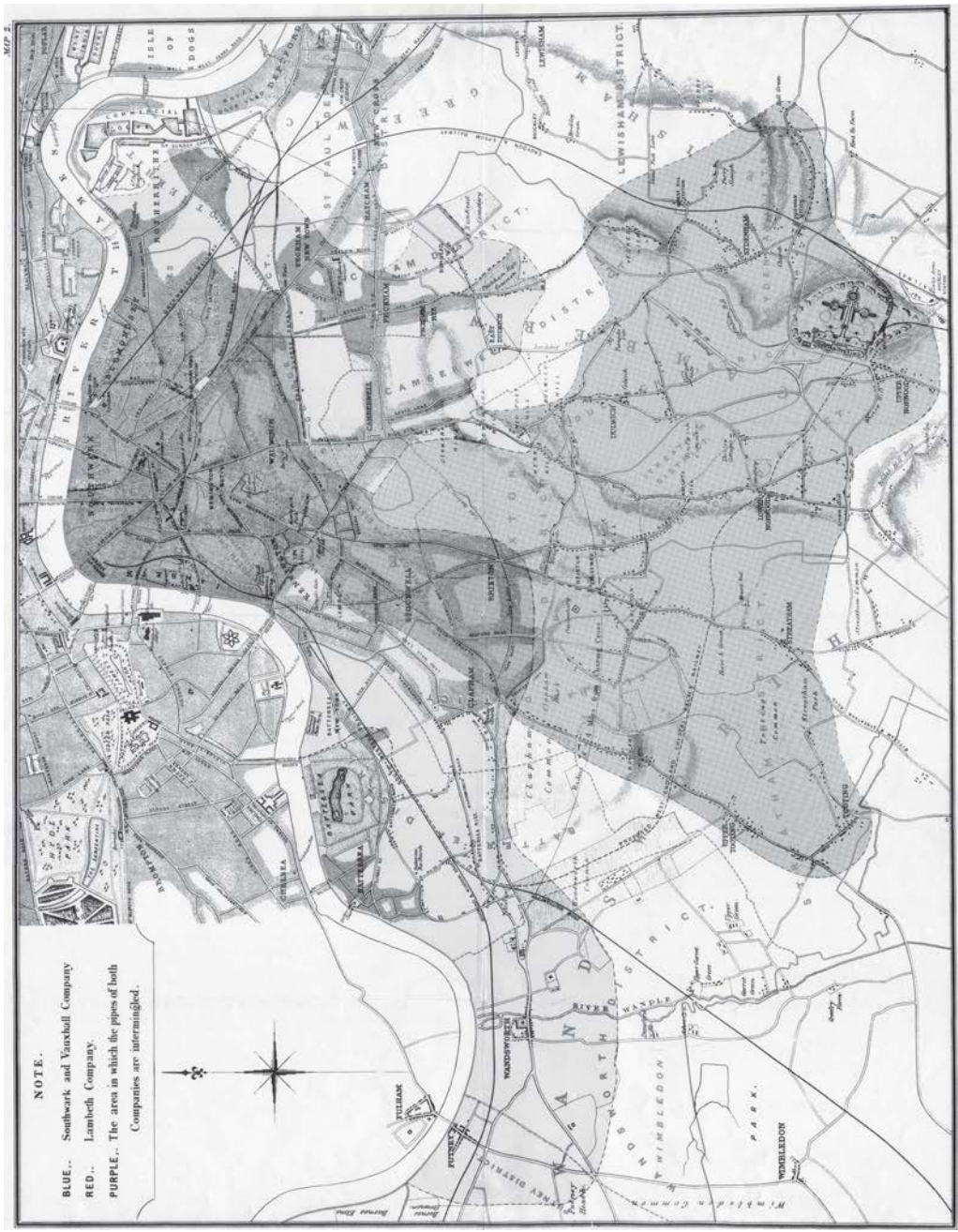


FIGURA 1-4 Mapa das áreas atendidas por três companhias de abastecimento de água em Londres, 1854. Um mapa em cores está disponível no website da UCLA, <http://www.ph.ucla.edu/epi>.

da água. A Associação sempre desempenhou um papel essencial na melhoria contínua desses processos, promovendo novas ideias e questionando práticas ineficientes. O periódico oficial e outras publicações semelhantes da AWWA ajudam os profissionais a acompanharem os avanços nas técnicas de purificação.

Nos Estados Unidos, as pesquisas mais relevantes sobre filtração começaram com a fundação da Estação Experimental de Lawrence, no estado de Massachusetts, em 1887. Com base nas experiências conduzidas no laboratório da Estação, um filtro de areia lento foi instalado na cidade de Lawrence, no mesmo ano.

Foi nessa época que a tecnologia de filtração rápida em leito de areia ganhou impulso. O sucesso desta tecnologia nos Estados Unidos, comparado com o fracasso que teve no Reino Unido, é atribuído às descobertas dos Professores Austen e Wilber, da Universidade de Rutgers, e às experiências com uma unidade em grande escala instalada em Cincinnati, no Ohio, por George Warren Fuller. Em 1885, Austin e Wilber relataram que a aplicação de sulfato de alumínio como coagulante, seguida de um processo de sedimentação simples, produzia água de maior qualidade do que a sedimentação por si só. Os resultados da pesquisa de Fuller foram publicados em 1899. Nela, Fuller combinara o processo de coagulação e sedimentação a um sistema de filtração rápida em leito de areia, tendo sucesso ao purificar a água do rio Ohio, mesmo sob condições extremas. O trabalho de Fuller passou a ser usado como referência, amplamente.

O primeiro sistema permanente de cloração da água do mundo foi instalado em Middlekerke, na Bélgica, em 1902. Instalações semelhantes construídas em Lincoln, na Inglaterra, e no reservatório de Boonton, em Jersey City, Nova Jérsei, entraram em operação em 1905 e 1908. A ozonização foi adotada na mesma época. Contudo, a desinfecção por ozonização se tornou viável economicamente somente no final do século XX.

A fluoração da água foi adotada pela primeira vez em 1945 em Grand Rapids, estado de Michigan. O objetivo era descobrir se a incidência de cáries caíria quando os níveis de flúor fossem elevados a um patamar próximo ao observado na água consumida por populações com baixa prevalência da doença dentária. Os resultados mostraram que níveis adequados de fluoração acarretaram uma queda expressiva na perda de dentes (AWWA, 1971).

O avanço tecnológico substancial mais recente no tratamento da água foi a filtração com membranas sintéticas. Introduzidas na década de 1960, as membranas se tornariam economicamente atraentes cerca de 30 anos mais tarde.

O tratamento de águas residuárias

Os primeiros esforços no tratamento de esgoto se limitavam ao transporte até o rio mais próximo. Embora a biota natural do corpo hídrico receptor consumisse e, portanto, tratasse parte desse efluente, os volumes lançados eram demasiado altos. O resultado era que o rio se transformava em um mero esgoto a céu aberto.

Na Inglaterra, a Comissão Real sobre a Poluição dos Rios foi criada em 1868. Nos seis relatórios que publicou, a Comissão reconheceu oficialmente a filtração do esgoto, a irrigação e a precipitação química, em ordem decrescente de preferência, como métodos eficientes de tratamento (Metcalf e Eddy, 1915).

Naquele instante as coisas começaram a acontecer com mais velocidade, tanto nos Estados Unidos quanto na Inglaterra. O primeiro sistema de tratamento de esgoto por filtração nos Estados Unidos foi instalado no Hospital Psiquiátrico Estadual, na cidade de August, Maine, em 1872.

Em 1882, W. D. Scott-Monctieff realizou as primeiras experiências com areação de esgoto em Ashtead, Inglaterra (Metcalf e Eddy, 1915). Scott-Monctieff usou uma série de nove bandejas para percolação de efluentes domésticos. Após cerca de dois dias de operação, crescimentos bacterianos se estabeleceram nas bandejas e começaram a remover a matéria orgânica.

Com a criação do Laboratório Lawrence em Massachusetts, em 1887, o tratamento de esgotos virou uma realidade. Algumas das figuras mais eminentes que trabalharam no laboratório incluíram Allen Hazen, responsável pelas instalações nos anos iniciais, e a equipe de Ellen Richards e George Whipple, que estavam entre os primeiros a isolar microrganismos capazes de oxidar os compostos de nitrogênio presentes em águas residuárias.

Em 1895, os britânicos começaram a extrair gás metano de fossas sépticas e a utilizá-lo como combustível para a iluminação das instalações. O sucesso no desenvolvimento do filtro biológico percolador no Reino Unido fez com que o equipamento fosse instalado na cidade inglesa de Reading, e em Washington, na Pensilvânia, no mesmo ano. A cidade de Columbus, Ohio, recebeu o seu primeiro filtro biológico em 1908 (Emerson, 1945).

Na Inglaterra, em 1914, Arden e Lockett conduziram os primeiros experimentos que levavam ao desenvolvimento do processo de lodo ativado. Nos Estados Unidos, a primeira unidade do gênero entrou em operação em 1916 (Emerson, 1945).

A evolução tecnológica no tratamento de águas residuárias foi registrada pela Divisão de Engenharia Sanitária (posteriormente rebatizada Divisão de Engenharia Ambiental) da Sociedade Norte-Americana de Engenheiros Civis. A divisão foi criada em 1922. O *Journal of the Environmental Engineering Division*, publicação oficial da instituição, circula mensalmente. A Federação do Tratamento de Esgotos e Resíduos Industriais, também chamada de Federação do Controle da Poluição da Água, foi fundada em outubro de 1928 e publica relatórios sobre os avanços das tecnologias do setor. Hoje ela é chamada de Federação da Água e do Meio Ambiente (WEF), e o seu periódico é o *Water Environmental Research*.

O controle da poluição atmosférica

Embora os primeiros decretos reais e os tratados formais sobre a poluição do ar datem de 1272, esses documentos tinham valor meramente histórico. O primeiro aparato experimental para a retirada de partículas do ar foi descrito por Hohlfeld, em 1824 (Hohlfeld, 1824). Utilizando uma agulha eletrificada, o cientista conseguiu dissipar a névoa contida em uma garrafa. Este efeito foi estudado outra vez em 1850, por Guitard, e em 1884, por Lodge (White, 1963).

A segunda metade do século XIX e o começo do século XX representaram uma virada, com a introdução dos equipamentos precursores de muitos dos dispositivos utilizados hoje: o filtro de mangas (1852), o coletor ciclônico (1895), o lavador Venturi (1899), o precipitador eletrostático (1907) e a coluna de pratos para a absorção de gases (1916). É interessante observar que, diferentemente do tratamento de águas residuárias e de água para consumo humano, onde a relação entre a incidência de certas doenças e o consumo de água contaminada fora reconhecida já antes do desenvolvimento tecnológico do setor, a correlação entre doenças e poluição do ar ficou clara apenas depois dos avanços científicos no tratamento da poluição atmosférica.

Nos Estados Unidos, a Associação para a Gestão do Ar e de Resíduos foi fundada com o nome de União Internacional para a Prevenção da Geração de Fumaça, em 1907. De lá para cá, a organização cresceu, de seus 12 membros iniciais, para mais de 9 mil integrantes espalhados em 65 países hoje.

A exemplo da epidemia de cólera de 1849, que matou mais de 43 mil pessoas na Inglaterra e no País de Gales, a intensificação da poluição atmosférica, que tirou 4 mil vidas em Londres, em 1952, serviu de estímulo para a adoção de uma legislação mais proativa e para a implementação de soluções para o problema, na esfera técnica.

O final do século XX testemunhou os avanços na tecnologia dos reatores químicos para o controle das emissões de dióxido de enxofre e dos óxidos de nitrogênio e de mercúrio por usinas movidas a combustíveis fósseis. Havia começado a luta para controlar a poluição atmosférica, gerada pela explosão do crescimento do automóvel como meio de transporte.

Na mesma época, os cientistas ambientais fizeram descobertas significativas sobre a poluição atmosférica em nível global. Em 1974, Molina e Rowland identificaram os mecanismos por trás da destruição da camada de ozônio (Molina e Rowland, 1974). Em 1996, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) chegou a um importante consenso: “as evidências sugerem que as atividades humanas exercem clara influência no clima global” (IPCC, 1996).

Os resíduos sólidos e perigosos

Já no ano de 1297 os residentes de Londres estavam obrigados por lei a garantir que as calçadas de suas casas fossem mantidas limpas (GLC, 1969). Contudo, as autoridades logo perceberam que seria muito difícil fazer cumprir tal lei. Em 1414, os xerifes e outras autoridades oficiais se viram obrigados a oferecer recompensas por informações e provas contra os infratores, que descartavam lixo e sujeira na rua. A situação teve uma melhora temporária em 1666. O Grande

Incêndio de Londres exerceu efeito purificante e, por algum tempo, as queixas sobre dejetos em espaços públicos cessaram. Assim como ocorreu com os avanços na conscientização ambiental, o sucesso no controle desses resíduos teve avanços apenas no final do século XIX (GLC, 1969).

Todavia, os sistemas de descarte e coleta de resíduos não mudaram muito desde sua implementação em 1875, mesmo com os avanços tecnológicos conquistados. Hoje, duas ou três pessoas continuam correndo atrás de um veículo, no qual arremessam sacos de lixo carregados com as próprias mãos. Depois de cheio, o veículo (normalmente um caminhão) leva o material a um aterro ou um incinerador. Os cavalos utilizados no passado foram substituídos por um motor a combustão interna, o que aumentou a velocidade da coleta. Porém, até certo ponto a produtividade do processo caiu, porque é possível dar ordem para um cavalo se mover ou parar, conforme a necessidade, ao passo que o caminhão de lixo precisa de um motorista, que normalmente não tem papel direto na coleta. No final do século XX, os sistemas de coleta automatizados e operados por um único funcionário começaram a substituir as equipes de garis.

A primeira iniciativa adotada na gestão de resíduos sólidos foi a incineração. Nos Estados Unidos, os incineradores foram inicialmente instalados em 1885. Em 1921, mais de 200 equipamentos desse tipo estavam em operação. A gestão de resíduos com ênfase na utilização de **aterros sanitários** nasceu no Reino Unido, no começo da década de 1930 (Jones e Owen, 1934). O uso destes aterros se baseava em três critérios: a área de solo coberta em um dia de coleta, a ausência de incineração a céu aberto, e a ausência de problemas de contaminação da água (Hagerty e Heer, 1973).

O movimento ambientalista ganhou ímpeto na década de 1970, com o reconhecimento da necessidade de conservar recursos e de tomar cuidados especiais com resíduos ditos perigosos por serem combustíveis, reativos, corrosivos ou tóxicos. A incineração caiu em desuso por conta da dificuldade de controlar a emissão de poluentes atmosféricos no processo. Em 1976, o Congresso dos Estados Unidos aprovou legislação específica sobre a recuperação e a conservação de recursos naturais, além da gestão dessa classe de resíduo.

1-4 A COLABORAÇÃO ENTRE ENGENHEIROS E CIENTISTAS AMBIENTAIS

Há um velho ditado que diz: os cientistas desvendam, os engenheiros fazem funcionar. Como muitos provérbios, este tem um pouco de verdade – mas está desatualizado. Da perspectiva educacional, a engenharia ambiental se fundamenta na ciência ambiental. Esta, e em particular, a ciência ambiental quantitativa, fornece a base para as teorias utilizadas pelos engenheiros ambientais em seu trabalho de conceber soluções para problemas na área. Em muitos casos, as tarefas e as ferramentas dos cientistas e dos engenheiros ambientais se confundem.

Alguns exemplos ajudam a entender como os cientistas e os engenheiros ambientais trabalham em conjunto:

- No começo do século XX, uma barragem foi construída para abastecer de água a torre de resfriamento de uma usina de energia. O impacto nos níveis de oxigênio e na capacidade do rio de suportar vida aquática não foi levado em conta. A migração do salmão não foi considerada. Para solucionar o problema, um grupo formado por engenheiros e cientistas ambientais projetou uma escadaria a ser construída no talude da barragem. A escadaria seria um meio não apenas para os peixes subirem o rio, como também para aerar a água e elevar a quantidade de oxigênio dissolvido. Os cientistas contribuíram com os conhecimentos sobre a profundidade da água e a altura ideal dos degraus para os peixes. Os engenheiros ambientais determinaram as especificações estruturais da escadaria, como o cálculo do volume de água necessário para manter a altura de coluna de água adequada para a finalidade.
- A água da chuva que corria pelas ruas de uma cidade transportava contaminantes metálicos e orgânicos para um rio, poluindo-o. Embora uma estação de tratamento não estivesse descartada, a construção de um sistema de mitigação em zona úmida (*wet land*) foi a solução escolhida para sanar o problema. A inclinação do leito do canal através da zona úmida foi projetada por engenheiros ambientais. A necessidade de recobrir o canal com calcário para neutralizar o pH e remover metais foi determinada em conjunto, com todos os profissionais

envolvidos. Já a seleção das espécies de plantas a serem inseridas na zona úmida foi tarefa dos cientistas ambientais.

- A fossa séptica dos banheiros em um ponto para descanso de motoristas em uma autoestrada enche com o aumento do fluxo de pessoas que viajam em feriados prolongados. Em vez de construir uma fossa séptica maior ou uma estação de tratamento convencional, um sistema de escoamento em superfície no canteiro central foi a solução escolhida. O sistema necessário para escoar o esgoto da fossa para o canteiro foi concebido pelo engenheiro ambiental. A inclinação e o comprimento do sistema foram determinados pelo cientista e pelo engenheiro, em conjunto. A cobertura de gramíneas foi selecionada pelo cientista ambiental.

Estes exemplos ilustram as contribuições conjuntas de engenheiros e cientistas ambientais. Em cada caso, um profissional precisou se familiarizar com as responsabilidades do outro para, lado a lado, desenvolverem soluções adequadas.

1-5 UMA INTRODUÇÃO AOS PRINCÍPIOS DA ENGENHARIA E DA CIÊNCIA AMBIENTAIS

Qual é o nosso ponto de partida?

Usamos a definição de engenheiro ambiental segundo a ASCE como ponto de partida deste livro. Ela determina que o profissional tenha como incumbência:

1. Garantir o abastecimento de água saudável, segura e palatável
2. Propiciar o descarte ou a reciclagem adequada de águas residuárias e resíduos sólidos
3. Controlar a poluição da água, dos solos e da atmosfera (inclusive o ruído, inserido na última categoria)

A esta lista adicionamos os tópicos das ciências ambientais que complementam nossos conceitos de ecossistema ambiental, avaliação do risco, solos e recursos geológicos, e efeitos da agricultura.

Uma breve descrição deste livro

Abaixo apresentamos uma visão geral dos aspectos da engenharia e da ciência ambientais tratados neste livro. Os primeiros capítulos apresentam e discutem aspectos importantes no restante dos conteúdos abordados, como uma revisão de química (Capítulo 2), uma revisão de biologia (Capítulo 3), uma introdução ao balanço de massa e ao balanço de energia (Capítulo 4), uma introdução ao estudo dos ecossistemas (Capítulo 5) e uma introdução à avaliação do risco (Capítulo 6).

A ciência da hidrologia é estudada no Capítulo 7. Os princípios da conservação de massa são utilizados para descrever o balanço hídrico na natureza. A física do comportamento de águas de superfície e subterrâneas contribui com as ferramentas quantitativas necessárias ao entendimento da relação entre precipitação pluviométrica e vazão em corpos hídricos, a fim de elucidar os problemas relativos à poluição de águas subterrâneas.

O Capítulo 8 traz uma visão geral sobre recursos hídricos, energéticos, minerais e de solo. O impacto ambiental e algumas abordagens ao uso sustentável desses recursos são discutidos.

A qualidade da água é um processo dinâmico. Os relacionamentos entre os parâmetros hídricos e a química e a biologia de rios e lagos são descritos no Capítulo 9.

O tratamento de água para consumo humano está fundamentado nos princípios básicos da química e da física. No Capítulo 10, estes são usados para demonstrar os métodos de purificação da água.

O tratamento moderno de resíduos municipais e de alguns tipos de resíduos industriais se baseia na aplicação dos aspectos elementares da química, da microbiologia e da física, descritos no Capítulo 11.

A poluição atmosférica, embora seja também um fenômeno observado na natureza, tem relação estreita com as atividades humanas. As reações químicas observadas e os processos físicos de transporte de poluentes aéreos, além dos efeitos destes no meio ambiente são os temas do Capítulo 12.

O Capítulo 13 faz um apanhado sobre o problema da geração de resíduos sólidos e discute o efeito destes no meio ambiente.

Resíduos perigosos são o assunto do Capítulo 14. Examinamos alternativas para prevenir a poluição e algumas estratégias de tratamento destes resíduos, como a aplicação da ciência ambiental quantitativa na engenharia ambiental.

Estima-se que 1,7 milhão de trabalhadores norte-americanos entre 50 e 59 anos tenham algum grau de comprometimento da audição passível de gerar indenização trabalhista. O insulto ambiental mais citado em conexão com as autoestradas é o ruído. No Capítulo 15, os aspectos fundamentais da física são usados para descrever e estudar alternativas para a mitigação da poluição sonora.

O último capítulo deste livro faz um exame sobre a radiação ionizante e apresenta os efeitos desta na saúde humana.

1-6 UMA VISÃO GERAL DOS SISTEMAS AMBIENTAIS

Os sistemas

Inicialmente, é importante examinar os temas discutidos neste livro de uma perspectiva mais ampla, no que engenheiros e cientistas chamam de **abordagem sistêmica**, isto é, o exame da inter-relação e dos efeitos recíprocos de todas as partes de um sistema. Mas, apesar dos avanços na engenharia e nas ciências ambientais, ainda é muito difícil identificar todos os componentes de um sistema ambiental e caracterizar as inter-relações e os efeitos que têm uns nos outros. Para facilitar a tarefa, a primeira coisa a ser feita é simplificar o sistema que investigaremos, reduzindo-o a uma escala mais prática, mas conservando suas características. Este modelo simplificado não se comporta exatamente como o sistema maior, do qual se originou; entretanto, ele representa uma aproximação fiel do que ocorre naquele.

No Capítulo 5 apresentamos os sistemas das ciências naturais, os ecossistemas. Na escala ampla representada na Figura 1-5, o ecossistema define, de forma simplificada, uma estrutura dos tópicos selecionados neste livro, isto é, as inter-relações e as interações de plantas e animais com a água, o ar e o solo no ambiente que estes seres habitam. Esta escala mostra os três sistemas ambientais nos quais se concentram os capítulos desta obra: o sistema de gestão de recursos hídricos (Capítulos 7, 9, 10 e 11), o sistema de gestão de recursos atmosféricos (Capítulos 12 e 15) e o sistema de gestão de resíduos sólidos (Capítulos 8, 13 e 14). Os problemas de poluição restritos a um destes sistemas são chamados de **problemas de compartimento único**, quando o meio é o ar, a água ou o solo. Em vez de se restringirem a um único sistema simples, muitos problemas ambientais atravessam as fronteiras entre esses sistemas. Estes problemas são chamados de **problemas de poluição multicompartmento**.

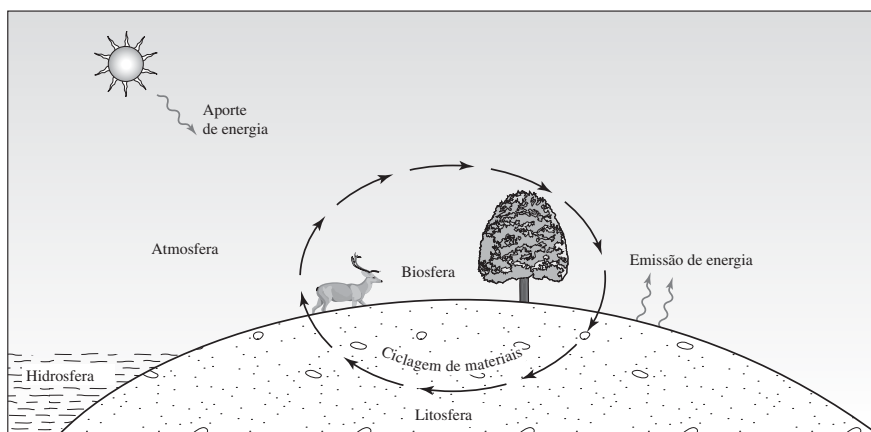


FIGURA 1-5 A Terra, representada como um ecossistema.

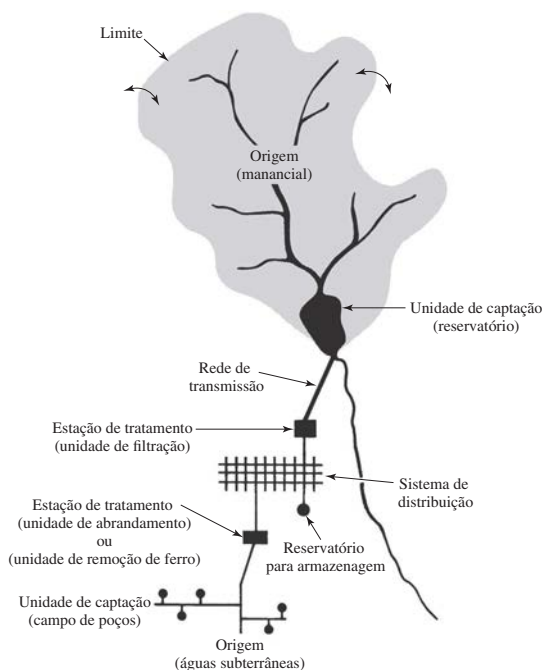


FIGURA 1-6 Versão detalhada de um sistema de abastecimento de água.

Os sistemas de gestão de recursos hídricos

Os sistemas de abastecimento de água. A natureza da fonte da água normalmente determina o planejamento, o projeto e a operação das estações de captação, purificação, transmissão e distribuição de água*. As **águas superficiais** e as **águas subterrâneas** são duas principais fontes de água usadas para atender às necessidades das comunidades e da indústria. Córregos, lagos e rios são fontes de águas superficiais. As águas subterrâneas são captadas em poços.

A Figura 1-6 mostra um sistema detalhado de captação e tratamento de água em uma comunidade de pequeno porte. Em cada caso, a origem determina o tipo de captação e de tratamento mais adequado. A rede de tubulações em uma cidade tem a denominação geral **sistema de distribuição**. Mais especificamente, as tubulações são chamadas de **adutoras**. A água transportada nas adutoras normalmente é mantida a uma pressão entre 200 e 860 quilopascals (kPa). O excesso de água produzido pela unidade de tratamento em períodos de baixa **demanda**** (à noite, de modo geral) é armazenado em um reservatório, que pode estar em local elevado (a típica caixa d'água da cidade) ou subterrâneo. A água armazenada é utilizada para atender ao aumento da demanda durante o dia. Um reservatório compensa as oscilações na demanda e permite a construção de estações de pequeno porte. Além disso, esse estoque serve como volume de emergência, como em incêndios, por exemplo.

Os padrões populacionais e de consumo de água são os principais fatores que definem a quantidade de água necessária e, portanto, o perfil global do sistema de abastecimento. Uma das primeiras etapas na seleção de um manancial adequado para o suprimento de água é a

*O termo *estações* designa as estruturas de engenharia onde ocorre o tratamento da água e faz parte dos sistemas de abastecimento.

**A demanda é o consumo de água da população. A acepção do termo deriva do conceito de “desejo de ter uma *commodity*”, estudado na economia. Tal desejo é expressado abrindo-se uma torneira, por exemplo.

TABELA 1-1 Captação de água doce para o abastecimento público

Estado	Captação (litros per capita/dia)
Clima úmido	
Connecticut	680
Michigan	598
Nova Jérsei	465
Ohio	571
Pensilvânia	543
Média	571
Clima seco	
Nevada	1.450
Novo México	698
Utah	926
Média	1.025

Fonte: Compilado de Kenny et al., 2009.

determinação da demanda. Os fatores essenciais neste cálculo são o consumo médio diário e o pico de demanda. O consumo médio diário precisa ser estimado para (1) definir a capacidade da fonte de água no sentido de atender à demanda permanente ao longo de períodos críticos, quando as vazões superficiais estão baixas ou os lençóis freáticos atingem seus níveis mínimos, e (2) estimar os volumes de água armazenada capazes de atender à demanda durante estes períodos. As taxas de pico de demanda precisam ser estimadas para projetar as instalações hidráulicas e calcular o diâmetro da tubulação, a perda de pressão e os volumes a serem armazenados para suprir a água consumida pela população nesses picos de demanda.

Muitos fatores incidem no consumo de água em um sistema. Por exemplo, o mero fato de existir água disponível em uma tubulação estimula o consumo, muitas vezes exagerado, para irrigar gramados e jardins, lavar carros, pôr em funcionamento unidades de ar condicionado e realizar muitas atividades domésticas e industriais. Esse consumo de água é governado por diversos fatores, entre os quais:

1. Clima
2. Atividade industrial
3. A mensuração formal do consumo
4. Gestão do sistema
5. Padrão de vida

Os fatores discutidos a seguir também afetam o consumo, porém menos intensamente: extensão da rede de esgoto, pressão do sistema, tarifa da água e existência de poços privados.

Se a demanda por água é mensurada por habitante, o clima é o fator mais importante a influenciar a demanda. É o que mostra a Tabela 1-1. A precipitação anual média nos estados norte-americanos “úmidos” é cerca de 100 cm. Já a média nos estados “secos” é somente 25 cm anuais. É claro que os estados de clima seco listados também são consideravelmente mais quentes do que os de clima úmido.

As atividades industriais influenciam a demanda por habitante. Pequenas comunidades rurais consomem menos água do que áreas industrializadas.

O terceiro fator mais importante no consumo de água é a existência de hidrômetros. Um método formal e oficializado de mensuração do consumo gera uma noção de dever, não vista em residências e empresas nas quais não existem hidrômetros instalados. Esta responsabilidade atua na redução do consumo, porque os usuários dos sistemas de abastecimento se sentem compelidos a consertar vazamentos e tomar decisões mais conservadoras relativas ao uso de água, independentemente das tarifas cobradas. Para os consumidores residenciais, a água é um produto barato e a tarifa não é fator preponderante.

Assim como a mensuração, a gestão do sistema tem papel relevante no consumo. Se o sistema de distribuição é bem administrado, o consumo de água per capita é menor do que nos casos em

TABELA 1-2 Exemplos da variação do consumo de água por habitante

	Litros/dia	% do consumo por habitante		
		Indústria	Comércio	Residências
Lansing, Michigan	512	14	32	54
East Lansing, Michigan	310	0	10	90
Universidade Estadual de Michigan	271	0	1	99

Fonte: Dados das estações de tratamento locais, 2004.

que a gestão é ineficiente. Na primeira situação, os gestores descobrem quando e onde ocorrem os vazamentos nas adutoras e providenciam os reparos necessários de imediato. A tarifa é extremamente importante nas operações industriais e agrícolas que utilizam volumes de água expressivos.

O clima, a atividade industrial, a mensuração do consumo e a gestão do sistema são variáveis de maior peso no consumo de água, em comparação com o padrão de vida. Contudo, a justificativa para incluir o quinto item da lista acima é clara: o consumo por habitante aumenta com o padrão de vida. Países desenvolvidos usam mais água do que as nações menos avançadas. Da mesma forma, o status socioeconômico elevado implica um aumento no consumo, em contraste com as classes sociais menos privilegiadas.

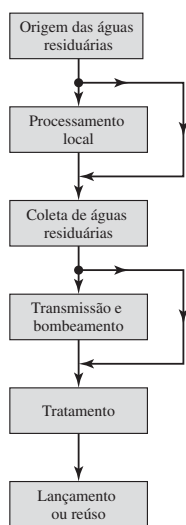
Nos Estados Unidos, o volume total captado e destinado a todas as atividades humanas (agrícolas, comerciais, domésticas, de mineração e de geração de energia termoeletrica), considerando-se a água doce e a água salgada, foi estimado na casa de 5100 L/ habitante ao dia em 2005 (Kenny et al., 2009). Já o volume destinado especificamente à rede pública de abastecimento nos Estados Unidos (isto é, o consumo doméstico, comercial industrial) foi calculado em 550 L/habitante ao dia, no mesmo ano (Kenny et al., 2009). A American Water Works Association estimou que o consumo médio de água em uma residência padrão nos Estados Unidos foi 1320 L/dia em 1999 (AWWA, 1999). Para uma família de três pessoas, o volume por pessoa seria 440 L/dia. A variação na demanda é um fator normal no consumo médio de um dia. Nas residências com hidrômetro, o cálculo é: consumo máximo = $2,2 \times$ consumo médio diário; horário de pico = $5,3 \times$ consumo médio diário (Linaweaver et al., 1967). Algumas estatísticas sobre o consumo diário médio no estado do Michigan e a contribuição de vários setores em termos de demanda são mostrados na Tabela 1-2.

O consumo doméstico por pessoa em outros países foi estimado pelo *Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security* (Pacific Institute, 2000). A instituição calculou o volume de água diário por pessoa para vários países, como a Austrália (1400 L), o Canadá (430 L), a China (60 L), o Equador (85 L), o Egito (130 L), a Alemanha (270 L), a Índia (30 L), o México (130 L) e a Nigéria (25 L).

O sistema de despejo de águas residuárias. O descarte seguro de todo tipo de resíduo humano é necessário para proteger a saúde do indivíduo, da família e da comunidade, além de prevenir problemas. A qualidade dos resultados depende de algumas condições. Por isso, os resíduos não devem:

1. Contaminar os mananciais de água potável.
2. Acarretar riscos à saúde pública, isto é, não podem estar disponíveis a insetos, roedores ou outros agentes vetores de doenças que também entrem em contato com alimentos e água.
3. Estar ao alcance de crianças.
4. Violar a legislação vigente sobre a poluição hídrica ou o lançamento de esgotos.
5. Poluir ou contaminar as águas das praias, de criadouros de moluscos, de corpos hídricos usados para o abastecimento público ou para qualquer fim recreativo.
6. Gerar problemas relativos ao mau cheiro ou tornar feia uma paisagem.

A melhor maneira de atender a esses critérios consiste em lançar esgotos domésticos em um sistema adequado de esgoto público ou privado (U.S. PHS, 1979). Na ausência deste tipo de sistema, o lançamento em local predeterminado precisa ser feito segundo um procedimento aprovado.

**FIGURA 1-7**

O sistema de gestão de águas residuárias.

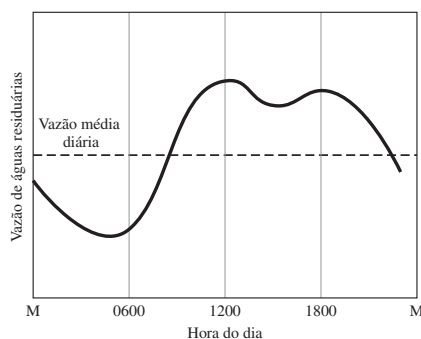
O sistema de gestão de águas residuárias mais simples é composto por seis elementos (Figura 1-7). As águas residuárias podem ser de origem industrial, doméstica ou ambas. As águas residuárias industriais normalmente passam por algum pré-tratamento no local, se existir o potencial de influenciar as operações da **estação de tratamento de águas residuárias** municipais, ou estação de tratamento de efluentes (ETE). Nos Estados Unidos, a legislação federal chama os sistemas de tratamento de águas residuárias de **estações de tratamento públicas (ETP)**.

O volume de esgoto que entra em uma ETE é função do volume de água consumida, e varia muito ao longo de um dia. A variação diária típica é mostrada na Figura 1-8. A maior parte da água utilizada por uma comunidade acaba no esgoto. Entre 5 e 10% são usados na irrigação de gramados, na lavagem de carros ou outra atividade. Em locais com clima quente, o uso exagerado de água em ambientes externos pode alcançar 60% do total consumido. Este volume é calculado com base na diferença entre a vazão média de água tratada que entra no sistema de distribuição para consumo e a vazão média de águas residuárias lançadas em uma ETE (excetuando-se os volumes perdidos devido a vazamentos nas tubulações).

A quantidade de águas residuárias é função dos mesmos fatores que determinam os volumes de água necessários para o abastecimento. A principal exceção é que as condições das águas subterrâneas exercem forte influência na quantidade de água que entra no sistema, por conta da ocorrência de vazamentos. Ao passo que o sistema de distribuição de água potável é pressurizado e relativamente hermético, o sistema de esgoto funciona por gravidade, e não tem pressão. Logo, as águas subterrâneas **infiltram**, isto é, vazam para o interior do sistema. Os bueiros localizados em áreas baixas aumentam a possibilidade de **vazão de entrada** através das frestas nas tampas. Outras fontes incluem as conexões diretas de calhas e canaléticas, além de bombas de recalque usadas para retirar água acumulada em porões.

A **infiltração** e a **vazão de entrada** têm importância especial durante tempestades, já que a água transportada pode sobrecarregar a rede, causando o refluxo do esgoto para as habitações e reduzindo a eficiência da ETAR. Hoje, técnicas e materiais de construção novos possibilitam reduzir este volume de água de forma expressiva.

As redes de esgotos são divididas em três categorias: sanitário, pluvial e combinado. Os **esgotos sanitários** são projetados para transportar as águas residuárias domésticas e comerciais. Com pré-tratamento adequado, águas residuárias industriais também podem ser lançadas nesta rede. Já os **esgotos pluviais** também são projetados para aceitar grandes volumes das águas da chuva ou oriundas do derretimento da neve. A finalidade é prevenir alagamentos em terrenos baixos. Os esgotos sanitários conduzem águas residuárias às estações de tratamento, ao passo que os esgotos pluviais normalmente despejam em rios e córregos. Os **sistemas combinados** acolhem tanto o esgoto municipal quanto a água da chuva. O projeto destes sistemas prevê o transporte de águas residuais em períodos secos até uma estação de tratamento. Quando chove, o volume de água em excesso é lançado direto em um rio, córrego ou lago, sem tratamento. Infelizmente, a água da chuva se mistura com o esgoto não tratado. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados

**FIGURA 1-8** Variação típica da vazão de águas residuárias.

Unidos, a EPA (Environmental Protection Agency) estima que 40 mil focos de inundação ocorreram a cada ano. Os esgotos combinados deixaram de ser construídos nos Estados Unidos, e muitas comunidades estão em vias de substituir esses sistemas ultrapassados por redes separadas para esgotos sanitários e pluviais.

Quando o escoamento pela gravidade não é suficiente ou as trincheiras usadas para acomodar as tubulações precisam ser muito profundas, é comum recorrer a bombas hidráulicas para conduzir os efluentes. Nos casos em que o esgoto é bombeado na vertical e lançado em uma rede de esgoto por gravidade localizada em um ponto mais elevado do que o local de captação, o local em que as bombas são instaladas recebe o nome de **estação de recalque**.

O tratamento de esgoto é realizado em uma ETAR para estabilizar o material residual, isto é, torná-lo menos **putrescível** (passível de decomposição). O **efluente** da ETE pode ser lançado em um oceano, lago ou rio (os chamados corpos receptores). Uma alternativa é o despejo no solo ou o processamento e reúso. O lodo gerado como subproduto da ETE também precisa ser descartado de maneira adequada no meio ambiente.

Independentemente de o descarte dos resíduos se dar no solo ou em um corpo receptor, é preciso tomar cuidado para não sobrecarregar a capacidade de assimilação. O fato de as águas residuárias serem mais limpas do que as do rio em que são lançadas não justifica o despejo, pois quando as águas lançadas conservam algum potencial poluidor, pode-se chegar a uma situação do tipo “a gota que faltava” para um desastre ambiental.

Em síntese, a gestão de recursos hídricos é o processo de administrar a quantidade e a qualidade da água destinada ao consumo humano, sem comprometimento de sua pureza e de sua abundância.

Os sistemas de gestão de recursos atmosféricos

Os recursos atmosféricos diferem dos recursos hídricos em dois aspectos importantes. O primeiro diz respeito à quantidade. Enquanto o abastecimento de água depende de estruturas de engenharia específicas, o ar está disponível sem custos, independentemente da demanda. O segundo aspecto envolve a qualidade. Diferentemente da água, que pode ser tratada antes de ser utilizada, não é nada prático andar pela rua usando uma máscara contra gases para purificar o ar que respiramos ou protetores auriculares para nos proteger dos efeitos nocivos da poluição sonora.

A relação custo-benefício na obtenção da qualidade do ar é chamada de **gestão de recursos atmosféricos**. Contudo, uma análise de custo-benefício está sujeita a problemas, por duas razões, ao menos. A primeira é a questão do nível de qualidade atmosférica desejada. Claro que o objetivo básico é proteger a saúde e o bem-estar das pessoas, mas qual é o nível de poluição atmosférica tolerável? Sabemos que o limite aceitável está acima de zero, mas essa tolerância varia de pessoa para pessoa. A segunda diz respeito à relação custo-benefício. Sabemos que não é possível gastar todo o produto interno bruto para garantir que a saúde e o bem-estar do indivíduo não seja prejudicada, mas é óbvio que a manutenção da qualidade do ar não se concretiza sem investimentos. Embora seja possível estimar o custo do controle usando técnicas comuns da engenharia e da economia, o custo da poluição está longe de ser avaliado quantitativamente e com precisão.

A adoção de programas de gestão de recursos atmosféricos se baseia em diversas razões. As mais justificáveis são que (1) a qualidade do ar se deteriorou e é preciso corrigir o problema, e (2) que as chances de o problema se agravar no futuro são altas.

A condução efetiva de um programa de gestão de recursos atmosféricos requer a utilização de todos os elementos mostrados na Figura 1-9. (Observe que se substituímos *ar* pela palavra *água* é possível aplicar estes elementos em um programa de gestão de recursos hídricos.)

Os sistemas de gestão de resíduos sólidos

Os resíduos sólidos sempre tiveram algum potencial de reúso. Todavia, neste livro discutimos este potencial no contexto atual. De modo geral, os resíduos sólidos são considerados um problema a ser resolvido da forma mais econômica possível, não como recursos que podem ser recuperados. A Figura 1-10 é um diagrama de blocos simplificado de um sistema de gestão de resíduos sólidos.

As epidemias de febre tifoide e de cólera em meados do século XIX desencadearam os primeiros esforços de gestão de recursos hídricos. Da mesma forma, episódios de poluição

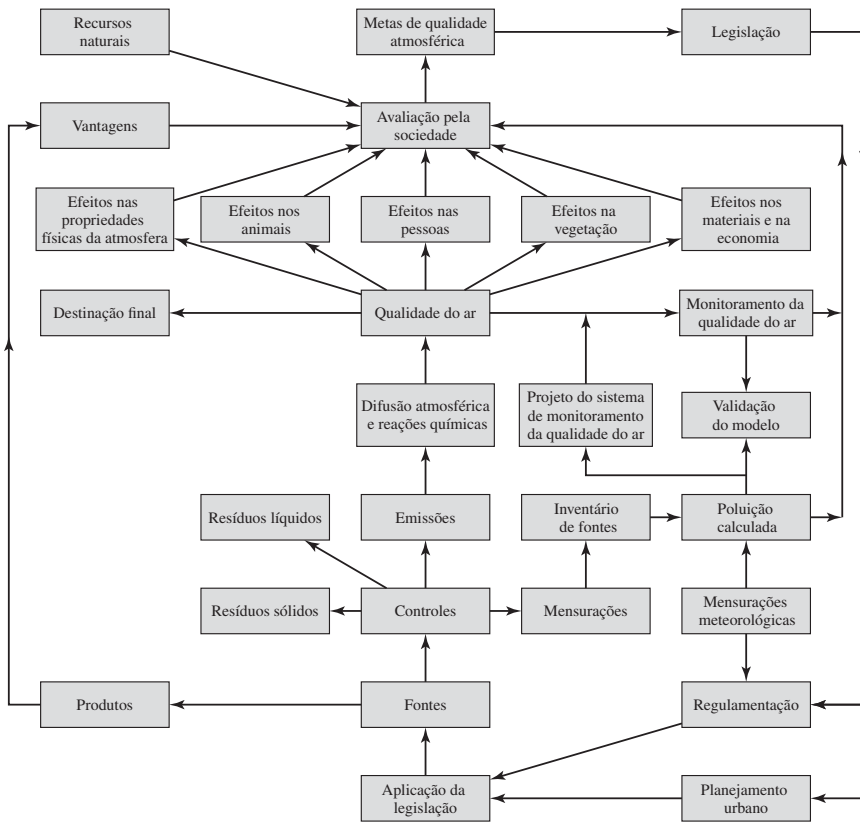


FIGURA 1-9 Diagrama de blocos simplificado de um sistema de gestão de recursos atmosféricos.

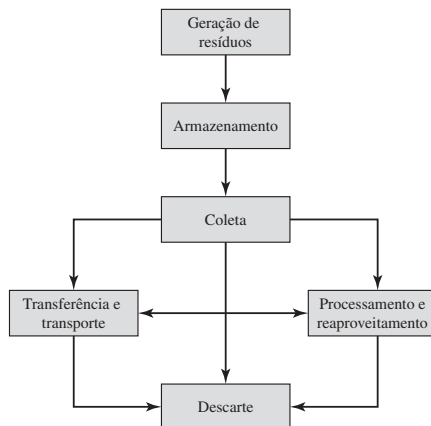


FIGURA 1-10 Diagrama de blocos simplificado de um sistema de gestão de resíduos sólidos.

atmosférica motivaram a adoção de iniciativas na gestão de recursos atmosféricos. Porém, será preciso as sociedades modernas sentirem o peso da escassez de material ou de energia antes de abraçarem a gestão de resíduos sólidos. A “crise” do aterro sanitário da década de 1980 deu sinais de atenuação nos primeiros anos da década seguinte, por conta da expansão das áreas dedicadas ou da implementação de novos aterros, além das muitas iniciativas voltadas para a redução da quantidade de resíduos sólidos. Em 1999, aproximadamente metade da população dos Estados Unidos contava com a coleta seletiva de lixo em suas ruas (U.S. EPA, 2005).

Os sistemas multicompartimento

Muitos problemas ambientais ultrapassam as fronteiras entre atmosfera, água e solo. A chuva ácida resultante da emissão de óxidos de enxofre e de nitrogênio na atmosfera é um exemplo. A chuva naturalmente lava estes poluentes da atmosfera, deixando-a mais limpa. Entretanto, com isso esses compostos passam a poluir a água e a alterar a química dos solos, podendo acarretar a morte de peixes e de árvores. Em termos do projeto de equipamentos de controle da poluição do ar, nossa dependência histórica em relação aos processos de limpeza naturais da atmosfera nos impede de administrar, com sucesso, a natureza multifacetada desse problema. Da mesma forma, o descarte de resíduos sólidos por incineração lança poluentes na atmosfera, os quais são controlados mediante uma lavagem com água, o que por sua vez gera a poluição aquática.

A experiência com problemas de poluição multicompartimental nos ensina três lições. A primeira é que é perigoso desenvolver modelos excessivamente simplificados. A segunda é que, para resolver essas questões ambientais, os engenheiros e cientistas ambientais precisam utilizar uma abordagem multicompartimental e, sobretudo, trabalhar equipes multidisciplinares. A terceira lição mostra que a melhor solução para a poluição ambiental está na minimização de resíduos: se não forem produzidos, não precisarão ser tratados ou descartados.

A sustentabilidade

“O **desenvolvimento sustentável** é aquele que atende às necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender a suas próprias necessidades” (WCED, 1987). Ainda que não se vislumbre uma solução abrangente para os problemas de poluição no futuro próximo, uma das questões essenciais à continuidade do estilo de vida atual nas nações desenvolvidas (e ao surgimento de um modo de viver similar em economias emergentes) diz respeito à **sustentabilidade**. Isto é, como conservar nossos ecossistemas, diante da exaustão de recursos naturais? Se formos além da simples ideia de controlar a poluição e incorporarmos a noção de sustentabilidade, veremos que existem soluções melhores para o problema da poluição:

- A prevenção da poluição, com a minimização de resíduos.
- A análise do ciclo de vida de nossas técnicas de produção, com a inclusão de atributos voltados para a extração e o reúso de materiais.
- A seleção de materiais e métodos duradouros.
- A escolha de métodos e equipamentos de produção que reduzam o consumo de energia e de água.

1-7 A LEGISLAÇÃO E A REGULAMENTAÇÃO AMBIENTAIS

Nos Estados Unidos, como em muitas nações, as autoridades estaduais e federais eleitas pela população são responsáveis pela aplicação das leis. Essas instâncias do poder estipulam as diretrizes adotadas por determinado órgão público no desenvolvimento e na publicação de regulamentações para fazer valer as exigências da lei. Em nível federal, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) é o principal órgão que desenvolve e aplica regulamentações ambientais. Nesta discussão, nosso foco é a legislação federal. A maior parte das leis aprovadas em nível estadual tem origem em alguma lei federal.

Os projetos de lei, as leis e as regulamentações

Esta seção é uma breve introdução ao processo de criação de regulamentações, restrita ao processo e à nomenclatura em nível federal nos Estados Unidos. Alguns termos usados para identificar e localizar informações sobre leis são discutidos.

A proposta de uma nova lei, chamada de *projeto de lei*, é apresentada no Senado ou no Câmara dos Deputados. O projeto recebe uma denominação genérica, como S. 2649, no Senado, ou H.R. 5959, quando é apresentada na Câmara. Os projetos de lei normalmente têm o que os políticos norte-americanos chamam de “companheiros”, isto é, projetos semelhantes apresentados ao mesmo tempo nas duas instâncias do poder legislativo dos Estados Unidos. A proposta recebe um título, “Projeto de Lei da Água Potável Segura”, por exemplo, implicando um ato legislativo na Câmara. Este ato pode ser criado com um único artigo ou dividido em múltiplos artigos, os quais são representados por algarismos romanos. Por exemplo, o Artigo III da Lei do Ar Limpo lista poluentes atmosféricos perigosos. Muitas vezes, um projeto de lei determina que um órgão público, como Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, estipule limites para contaminantes. Em alguns casos estes projetos incluem valores específicos para estes parâmetros. Se um projeto de lei passa por uma comissão à qual foi designado, ele é enviado na forma de relatório ao Senado (Relatório para o Senado 99-56) ou à Câmara (Relatório para a Câmara 99-168). Os dois primeiros algarismos indicam a sessão na qual o projeto foi enviado como relatório. Neste exemplo, é a sessão do Congresso de número 99. Quando o projeto é aprovado em uma instância do legislativo, ele passa por uma comissão conjunta de senadores e deputados que unificará o ato legislativo a ser votado nas duas instâncias. Nesta votação, se aprovado nas duas câmaras, o projeto é enviado ao Presidente para sanção ou veto. Uma vez assinado pelo chefe do poder executivo, o projeto é chamado de **lei** ou de **estatuto**. Neste momento ele passa a ser designado Lei Federal 99.339 (ou P.L. 99.339, em inglês). Isto significa que é a 339ª lei aprovada durante o 99º ano legislativo do Congresso. O nome da lei ou do estatuto aprovado pelo Presidente muitas vezes inclui o termo “lei” e a descrição do projeto que a precedeu no Congresso.

O Diário Oficial dos Estados Unidos publica uma lista anual da legislação aprovada* no país. É uma compilação de leis, resoluções, medidas provisórias e promulgações do poder executivo emitidas pelo Congresso. Os estatutos são numerados em ordem cronológica, não por tema, e o nome dado normalmente tem uma forma abreviada, como 104 Stat. 3000, por exemplo.

O Diretório dos Estados Unidos** é a lista de todas as leis em vigor no dia anterior ao começo do ano legislativo. O formato da referência inclui o artigo e o número do parágrafo (por exemplo, 42 USC 6901 ou 42 U.S.C. parágrafo 6901). A Tabela 1-3 ilustra os artigos e os parágrafos de interesse ambiental. Observe que os artigos no diretório não equivalem às leis aprovadas pelo Congresso.

Em suas atribuições de pôr em prática as diretivas do Congresso dos Estados Unidos para desenvolver uma **regulamentação** ou uma **regra**, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) ou outro braço do poder executivo daquele país segue um conjunto de procedimentos formais em um processo chamado de **legislatura**, na acepção de ato de legislar. O órgão federal (a Agência de Proteção Ambiental, o Departamento de Energia, a Agência Nacional de Aviação, etc.) publica uma **proposta de regra** no Diário Oficial do país que, em linguagem simples, é uma espécie de jornal do governo. É publicado diariamente, com detalhes da atuação do governo. A agência em questão então apresenta a justificativa para a criação da regra proposta, além da regra propriamente dita. Esta explicação é chamada de **preâmbulo**. Nesse processo, espaço é aberto para comentários. O preâmbulo pode alcançar centenas de páginas, mesmo quando a regra terá apenas algumas linhas ou uma tabela que discriminará as concentrações aceitáveis de contaminantes. Antes da publicação de uma regra definitiva, a agência permite e leva em conta os comentários do público. O período de submissão destes comentários varia. Para regras que não sejam complexas ou controversas, talvez sejam necessárias algumas semanas. Já para as mais complicadas os comentários são aceitos por um período que pode chegar a um ano. O formato padrão de citação de uma regra no Diário Oficial dos Estados Unidos é 59 FR 11863. O primeiro algarismo representa o número do volume, definido com base no ano. O último é o número da página. As páginas são numeradas em série, começando com a página 1, no primeiro dia de atividades legislativas, no mês de janeiro. No exemplo dado, o texto da regra começa na página 11.863! Um número tão grande pode significar que a publicação saiu no final do ano, mas se o número de regras é muito alto, isso não se comprova. Por essa razão, a data de publicação é muito útil na pesquisa por uma lei.

**United States Statutes at Large.*

***United States Code.*

TABELA 1-3 Os números dos artigos e dos parágrafos de interesse ambiental no Diretório dos Estados Unidos

Artigo	Parágrafo	Estatuto
7	136 a 136y	Lei dos Inseticidas, Fungicidas e Raticidas
16	1531 a 1544	Lei das Espécies em Perigo
33	1251 a 1387	Lei da Água Limpa
33	2701 a 2761	Lei da Poluição por Petróleo
42	300f a 300j-26	Lei da Água Potável Segura
42	4321 a 4347	Lei da Política Ambiental Nacional
42	4901 a 4918	Lei do Controle de Ruído
42	6901 a 6922k	Lei do Descarte de Resíduos Sólidos
42	7401 a 7671q	Lei do Ar Limpo (inclui ruídos, no parágrafo 7641)
42	9601 a 9675	Lei Abrangente da Resposta, da Compensação e da Responsabilidade Ambiental
42	11001 a 11050	Lei do Planejamento Emergencial e do Direito à Informação
42	13101 a 13109	Lei de Prevenção da Poluição
46	3703a	Lei da Poluição por Petróleo
49	2101	Lei da Segurança na Aviação e da Redução de Ruído ¹
49	2202	Lei das Melhorias em Aeroportos e Rotas Aéreas ¹
49	47501 a 47510	Lei da Redução de Ruídos em Aeroportos

¹No Diretório Comentado dos Estados Unidos (*U.S. Code Annotated* – U.S.C.S.A.).

Uma vez por ano, no dia 1º de julho, as leis que foram concluídas no ano anterior são **codificadas**. Isto quer dizer que elas são organizadas e publicadas no *Diretório Nacional de Regulamentações* (*Code of Federal Regulation* – CFR, 2005). Diferentemente do Diário Oficial dos Estados Unidos (*Federal Register*), esta lista reúne as leis e regulamentações de diversas agências, mas as explicações sobre como o governo chegou às conclusões em cada uma não são informadas. Estas explicações são apresentadas apenas no Diário Oficial. A simbologia utilizada no Diretório Nacional de Regulamentações é 40 CFR 280. O primeiro algarismo é o número do artigo da publicação. O segundo se refere à parte. Infelizmente, esta identificação não tem qualquer relação com o número do artigo na lei ou no número de artigo no Diretório. Os números dos artigos no Diretório Nacional de Regulamentações são mostrados na Tabela 1-4.

TABELA 1-4 Números dos artigos de interesse ambiental no *Diretório Nacional de Regulamentações* dos Estados Unidos

Número do artigo	Assunto
7	Agricultura (conservação do solo)
10	Energia (Comissão da Regulamentação Nuclear)
14	Aeronáutica e Espaço (ruído)
16	Conservação
23	Autoestradas (ruído)
24	Desenvolvimento da Habitação e Urbanismo (ruído)
29	Mão de obra (ruído)
30	Recursos minerais (recuperação de minas de superfície)
33	Águas para navegação e navegáveis (terras úmidas e dragagem)
40	Proteção do meio Ambiente (EPA)
42	Saúde pública e bem-estar
43	Terras agrárias
49	Transporte (transporte de resíduos perigosos)
50	Vida selvagem e fazendas de peixes

1-8 A ÉTICA AMBIENTAL

A ética ambiental nasce, em parte, de nossa preocupação com a sobrevivência a longo prazo, além da compreensão de que os seres humanos também são apenas uma forma de vida e de que compartilhamos o nosso planeta com outras espécies (Vesilind, 1975).

Embora pareça pouco prático definir uma estrutura para a discussão sobre ética ambiental nesta introdução, resumimos alguns princípios éticos importantes na Tabela 1-5.

Estes pontos representam problemas evidentes; já os problemas vivenciados no mundo real trazem desafios distintos. Abaixo apresentamos exemplos de cada um dos princípios listados:

- O primeiro princípio pode ser ameaçado quando ele entra em conflito com a necessidade de alimento de uma população faminta e o país em que essas pessoas vivem sofre com pragas agrícolas. Neste caso, o uso de pesticidas melhora e protege o meio ambiente?
- A autoridade de proteção ambiental local estipulou que águas residuárias precisam ser desinfetadas nos pontos em que as pessoas podem entrar em contato com elas. Todavia, o agente de desinfecção usado também pode matar micro-organismos benéficos. Isso é consistente com o segundo princípio?
- Suponha que você seja um especialista na química da água e de águas residuais. A sua empresa fechou um contrato para a análise da poluição atmosférica e solicita a você que faça o serviço, mesmo na ausência do colega de trabalho que é o especialista da empresa neste campo. Você recusa a ordem e corre o risco de ser demitido?
- A comunidade, os seus funcionários e o seu cliente acreditam que a dragagem de um lago removerá plantas aquáticas e sedimentos e melhorará o ambiente. Contudo, a iniciativa destruirá o hábitat do rato almiscarado. Qual é a postura imparcial diante destes segmentos de pessoas?
- Você acredita que a implementação de uma nova regulamentação proposta pela autoridade de proteção ambiental local é muito cara, mas não tem dados que confirmem esta opinião. Que resposta você dá ao repórter de um jornal local que pergunta o que você acha do tema? Você viola o quinto princípio, ainda que a pergunta seja sobre a “sua opinião”?

Dois casos mais complexos são apresentados a seguir. O objetivo é propiciar um tópico de discussão em sala de aula, não propor soluções óbvias.

Estudo de caso 1: acrescentar ou não acrescentar valor?

Um amigo descobriu que a empresa em que trabalha está adicionando nitritos e nitratos ao bacon, como conservantes. Ele também soube que estes compostos são precursores de compostos carcinogênicos, os quais são produzidos pelo organismo. Por outro lado, ele percebe que certos organismos causadores de doenças, como os que produzem a toxina botulínica, colonizam o bacon que não é tratado. O seu amigo pergunta se ele deve (a) apresentar uma queixa a seus superiores, sabendo que isso pode lhe custar o emprego, (b) contar tudo para a mídia, (c) permanecer calado, já que o risco de morte por câncer é menor do que a certeza absoluta de morrer por botulismo.

Observação: a adição de nitrito ao bacon é aprovada pela agência de vigilância sanitária dos Estados Unidos, a *Food and Drug Administration* (FDA). Os nitritos e nitratos não são intrinsecamente tóxicos ao ser humano adulto. No entanto, quando aquecidos reagem com as aminas presentes nas proteínas para formar nitrosamina, um composto carcinogênico.

TABELA 1-5 Alguns princípios básicos de um código de ética ambiental

1. Utilize seus conhecimentos e competências para a melhoria e a proteção do meio ambiente.
2. Tenha a saúde, a segurança e o bem-estar do meio ambiente sempre em primeiro lugar.
3. Atue somente nas áreas em que você tem experiência.
4. Seja honesto e imparcial no serviço ao público, a seus clientes e empregadores e ao meio ambiente.
5. Divulgue notas oficiais sempre de modo objetivo e verdadeiro.

Estudo de caso 2: você não consegue fazer tudo ao mesmo tempo

Você é um cientista ambiental e foi enviado a um vilarejo isolado um país em desenvolvimento. Uma epidemia de cólera ocorre no local. Você tem duas opções:

1. Cuidar e confortar os doentes
2. Tentar limpar a água consumida no vilarejo

(este estudo de caso foi adaptado de Wright, 1964)

Qual destas opções é a mais ética?

É importante salientar que muitas decisões envolvendo o meio ambiente, como as descritas acima, são muito mais difíceis do que os problemas apresentados no restante deste livro. Muitas vezes essas questões estão mais intimamente relacionadas à ética ou à economia do que à engenharia e às ciências ambientais. Os problemas surgem quando vários cursos de ação são possíveis, sem qualquer certeza sobre qual é o melhor. As decisões relacionadas à segurança, à saúde e ao bem-estar são facilmente resolvidas. Já muitas dos julgamentos envolvendo o melhor curso de ação nos interesses do meio ambiente entram em conflito com as melhores escolhas para o bem público. Enquanto estas são baseadas na ética profissional, os primeiros se fundamentam na ética ambiental.

A palavra *ética* deriva da palavra da língua grega *ethos*, isto é, “o caráter de uma pessoa segundo suas ações”. Este caráter foi desenvolvido durante o processo evolutivo e foi influenciado pela necessidade de se adaptar ao ambiente natural. Nossa ética é a maneira como fazemos as coisas, resultado direto do ambiente natural em que vivemos. Durante os últimos estágios do processo evolutivo, o *Homo sapiens* deu início a um processo de modificação do meio ambiente, sem se submeter ao que, milênios mais tarde, seria chamado de *seleção natural*, por Darwin. Por exemplo, consideremos o homem das cavernas que, no obscuro alvorecer da Pré-história, percebeu o valor da pele do tigre de dentes de sabre e passou a se apropriar dela para uso pessoal. Isso abriu espaço para o surgimento de um padrão inevitável de apropriação. A ética passou a mudar a si mesma, sem qualquer sinal de adequação ao meio ambiente. Logo, não estamos adaptados ao ambiente natural, mas a um ambiente criado por nós. No contexto ecológico, ao longo de milênios esta inadaptação acarreta duas consequências: ou o organismo (aqui, o *Homo sapiens*) é extinto, ou ele evolui em forma e caráter compatíveis com o ambiente natural em que vive (Vesilind, 1975). Se escolhermos o segundo curso de ação, então quais são os caminhos para esta mudança de caráter (a ética)? Todo indivíduo precisa passar por essa mudança, e o sistema social não pode prescindir de acatar as alterações necessárias e compatíveis com a ecologia global.

O sistema aceitável é aquele em que aprendemos a compartilhar nossos recursos finitos e, assim, reconquistar um estado de equilíbrio. Isso exige que reduzamos nossas necessidades e que os materiais usados nesse fim sejam recuperados. É preciso tratar toda a Terra como um bem supremo, que deve ser utilizado sem prejuízo permanente. É essencial não lançar no meio ambiente qualquer substância impossível de ser reincorporada ao sistema natural com segurança. O reconhecimento da necessidade de nos adaptarmos (como mecanismo de sobrevivência) evoluiu e se transformou no que chamamos de **ética ambiental** ou de **responsabilidade ambiental**.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Enumere as propriedades que distinguem a ciência dos outros campos de investigação.
2. Discuta a diferença entre ciências naturais e ciências sociais.
3. Liste três disciplinas das ciências naturais.
4. Defina ciência ambiental.
5. Explique a vantagem de uma teoria em comparação com um conjunto de ideias.
6. Descreva a vantagem de uma teoria quantitativa em relação a uma teoria qualitativa.
7. Esquematize e nomeie os componentes de um sistema de recursos hídricos, incluindo (a) o manancial, (b) a instalação de captação, (c) a rede de transmissão, (d) a unidade de tratamento e (e) o sistema de distribuição.
8. Cite a abordagem adequada para o tratamento de águas superficiais e de águas subterrâneas (ver a Figura 1-5).

9. Defina a palavra *demanda*, tal como utilizada no contexto da água.
10. Liste os cinco fatores mais importantes que contribuem com o consumo da água e explicar porque cada um exerce um efeito diferente.
11. Cite a regra básica para o cálculo da demanda de água em base per capita de uma cidade de tamanho médio e calcular a demanda média de água para uma cidade de porte médio com determinado número de habitantes.
12. Defina os acrônimos ETE e ETP.
13. Explique por que redes individuais para recolher o esgoto doméstico e o esgoto pluvial são melhores do que redes combinadas.
14. Explique a finalidade de uma estação de recalque.
15. Discuta o papel da ética ambiental na engenharia e na ciência ambientais.

EXERCÍCIOS

- 1-1** Estime a captação diária total de água (em $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) de água doce e salgada para todos os usuários norte-americanos no ano 2000. A população do país na época era de 281.421.906 habitantes.

Resposta: $1,52 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

- 1-2** Calcule a captação diária média em litros por habitante para o abastecimento da rede pública de água nos Estados Unidos em 2005. Utilize os dados populacionais informados (McGeeveran, 2002) e as estatísticas sobre abastecimento (Hutson et al., 2001):

Ano	População	Captação para a rede pública, $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$
1950	151.325.798	$5,30 \times 10^7$
1960	179.323.175	$7,95 \times 10^7$
1970	203.302.031	$1,02 \times 10^8$
1980	226.542.203	$1,29 \times 10^8$
1990	248.709.873	$1,46 \times 10^8$
2000	281.421.906	$1,64 \times 10^8$

(Observação: este problema pode ser resolvido manualmente e os dados obtidos representados em um gráfico, com extrapolação para o ano 2005, ou mediante uma planilha de cálculo, representação em gráfico e extrapolação.)

- 1-3** Um bairro residencial com 280 casas está sendo planejado. Considerando que a estimativa de consumo diário feita pela American Water Works Association (AWWA) seja válida, a agência de águas dos Estados Unidos, e supondo-se que cada residência tenha três moradores, calcule a produção diária média adicional (L/dia) necessária para abastecer o empreendimento.

Resposta: $3,70 \times 10^5 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$

- 1-4** Repita o Exercício 1-3 para 320 casas, considerando que sejam instaladas válvulas de descarga econômicas, as quais reduzem o consumo em 14%.
- 1-5** Usando os dados do Exercício 1-3 e pressupondo que as residências tenham hidrômetros, determine a demanda adicional nos horários de pico.

Resposta: $1,96 \times 10^6 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$

- 1-6** Se uma torneira goteja a uma taxa de uma gota por segundo e cada gota tem 0,150 mL, calcule o volume de água (em litros) perdido em um ano.

- 1-7** A Universidade de Savabuck instalou válvulas de descarga a pressão em seus banheiros. Cada válvula libera 130,0 L/min. Se o metro cúbico de água custa \$0,45, qual é o custo mensal de uma válvula com defeito na conta de água, supondo-se que libera o volume informado ininterruptamente?

Resposta: \$2.527,20, ou \$2.530 por mês

- 1-8** A American Water Works Association (AWWA) estima que 15% da água tratada é perdida diariamente. Supondo que a perda de água ocorre na rede pública de abastecimento nos Estados Unidos no ano 2000 (Exercício 1-2), calcule o custo total da perda se a água entregue na torneira custa \$0,45 por metro cúbico.
- 1-9** A água entregue por uma rede de abastecimento na região oeste do estado de Michigan custa \$0,45 por metro cúbico. Uma garrafa de 0,5 L de água custa \$1,00. Qual é o custo do metro cúbico?
- Resposta:** \$2000 m⁻³
- 1-10** Use os dados da Circular 1268 do Serviço Geológico dos Estados Unidos (U.S.G.S., 2005, <http://usgs.gov>) para estimar a captação diária mensal por habitante no estado da Carolina do Sul, em litros. (Observação: os fatores de conversão informados no final do livro podem ser úteis.)
- 1-11** Acesse o site do Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security (<http://www.worldwaterorg/table2html>) e calcule o volume médio mínimo de captação de água por habitante para uso doméstico no planeta, e identifique o país em que ela ocorre.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 1-1** Uma pessoa sem conhecimentos científicos disse que as leis do movimento são *apenas* uma teoria. Para ela, estas leis são hipóteses que não podem ser testadas. Prepare uma resposta por escrito, incluindo uma definição dos termos *hipótese*, *teoria* e *lei*.
- 1-2** Os valores de consumo de água por habitante dados na Tabela 1-1 são específicos às cidades informadas. Calcule o consumo de água por pessoa em sua universidade.
- 1-3** Consulte a Internet para responder a algumas perguntas sobre a Lei do Ar Limpo:
- (a) Qual é o tipo de fonte poluente de que trata o Artigo II da lei?
 - (b) Qual é o nome químico do primeiro poluente atmosférico perigoso listado no Artigo III?
 - (c) O Parágrafo 604 da lei lista a descontinuação da produção de substâncias que destroem a camada de ozônio. Qual é o ano de encerramento da produção do tetracloreto de carbono?
- 1-4** Consulte a Internet para encontrar o endereço eletrônico do site (também chamado de URL) que apresenta informações sobre as regulamentações ambientais publicadas no Diário Oficial dos Estados Unidos e no Diretório Nacional de Regulamentações.
- 1-5** A Shiny Plating Company utiliza cerca de 2000 kg por semana de um solvente orgânico para remover gordura e/ou óleo a vapor de peças, antes do processo de galvanização. A Air Pollution Engineering and Testing Company (APET) avaliou o ar no local de trabalho e no exaustor que remove o ar com solvente e calculou que 1985 kg de solvente são lançados semanalmente pela chaminé. Os níveis deste removedor no ambiente de trabalho estão dentro dos padrões aceitáveis. No entanto, esses 1985 kg semanais estão muito acima da taxa de emissão permitida, que é de 11,28 kg por semana.

Elizabeth Fry, a superintendente da unidade, pediu ao engenheiro da empresa que avaliasse duas propostas de controle apresentadas pela APET e que recomendasse a melhor.

O primeiro método envolve a aquisição de um dispositivo de controle de poluentes para a chaminé. Este sistema reduz a emissão de solvente a 1,0 kg por semana. Cerca de 1950 kg recuperados a cada semana podem ser reciclados no sistema do removedor de gordura. Perto de 34,0 kg do solvente precisam ser despejados na unidade de tratamento de efluentes (UTE) da empresa. O engenheiro descobriu que quantidade tão pequena de solvente não compromete o desempenho da estação de forma negativa. Além disso, o custo de capital do equipamento de controle de poluição será amortizado em aproximadamente dois anos, por conta da economia na recuperação do solvente.

O segundo método consiste na utilização de um solvente que não esteja na lista de emissões regulamentadas. O preço deste solvente é cerca de 10% maior do que o solvente atual. Os cálculos feitos pelo engenheiro mostraram que as perdas do novo solvente são de 100,0 kg semanais. Mas este absorve umidade, e perde efetividade dentro de um mês de uso. Este substituto não pode ser despejado na UTE, porque afeta o desempenho da unidade. Por essa razão, perto de 2000 kg dele

precisam ser transportados para um depósito de materiais perigosos, onde permaneceriam por um mês. Por conta da falta de recursos de capital e da alta taxa de juros de empréstimos bancários, o engenheiro recomenda a substituição do solvente. Você concorda? Justifique a sua resposta.

- 1-6** Em um processo de curtimento de couro, algumas etapas utilizam uma solução de ácido crômico. A política de uma empresa manda despejar a solução de cromo já utilizada em tonéis de 0,20 m³, os quais são transportados para uma unidade de descarte de resíduos perigosos.

Na quinta-feira, dia 12, os funcionários do turno cometeram um erro no cálculo e acrescentaram uma quantidade excessiva de cromo a uma nova batelada de couros. Com isso, o banho ficou concentrado demais. Uma vez que não há espaço suficiente no tanque para um ajuste na concentração, o supervisor de turno mandou esvaziar o tanque e preparar um novo banho. Ele também envia um aviso ao gerente, dizendo que a batelada precisa ser refeita.

Na segunda-feira, dia 16, o supervisor de turno procura a batelada mal processada, mas não a encontra. Ele notifica o gerente de produção sobre o sumiço da batelada com excesso de cromo. Uma investigação revela que o supervisor do turno da noite despejou o banho na rede de esgoto sanitário às 3h00 da manhã da sexta-feira, dia 13. O gerente faz uma investigação discreta na estação de tratamento de águas residuárias e descobre que não houve qualquer anormalidade nas operações. Depois de alertar o supervisor do turno da noite para que jamais faça o que fez novamente, o gerente deveria (escolha a resposta correta e explique):

- (a) Informar as autoridades municipais e estaduais sobre o despejo ilegal, como exige a lei, mesmo sem qualquer prejuízo aparente.
- (b) Abafar o ocorrido, porque traria problemas para a empresa, sem mal algum para a população. Não houve prejuízos e o supervisor responsável foi punido.
- (c) Aconselhar o presidente e o conselho administrativo da empresa para que decidam se adotam a alternativa (a) ou a (b).

- 1-7** A Marginal Chemical Corp é uma empresa de pequeno porte, pelos padrões de Wall Street. Todavia, ela é uma das maiores empregadoras e recolhedoras de impostos em uma pequena cidade, onde tem a sua única fábrica. A empresa tem um histórico inconstante de faturamento, mas a produção apresenta uma tendência de aumento de 6% ao ano. Com isso, aumenta também a poluição gerada pelos efluentes que lança em um córrego nas imediações. Este córrego deságua em um lago, que acaba se tornando impróprio para banho e pesca.

O número de queixas dos moradores da cidade vem aumentando por conta desta situação, e você, como membro da comunidade e engenheiro-chefe da unidade, também sente a crescente preocupação com o problema. Ainda que o lago seja um ponto de encontro para os jovens da cidade, a associação de aposentados exerceu pressão sobre a empresa para que ela adotasse tecnologias limpas. O seu superior, o gerente de fábrica, tem outras preocupações, porque a unidade está em uma situação delicada relativa a preços e custos. Ela mal consegue arcar com as despesas de produção.

Após um estudo cuidadoso, você propõe a seu chefe que, para instalar um sistema efetivo de redução da poluição, a empresa teria de fazer um investimento de capital da ordem de \$1 milhão. Além disso, o custo de operação do sistema era \$100 mil mensais (produtos químicos para o tratamento, tarifas públicas, mão de obra, suporte laboratorial). A reação do chefe foi categórica:

“Fora de questão. Você sabe. Não temos \$1 milhão dando sopa em nosso caixa – teríamos de fazer um empréstimo a uma taxa de 10% ao ano. Contando os custos de operação, o seu sistema nos custaria \$200 mil ao ano. Do jeito que as vão as coisas, teremos sorte de conseguir um *lucro* de \$200 mil. Para piorar, não podemos aumentar nossos preços. Mesmo que tivéssemos esse dinheiro, eu preferiria usar a quantia para expandir a produção de nosso novo pigmento. Teríamos mais chances de competir com empresas maiores e no mercado exterior. É possível aumentar nossa produção e criar muitos empregos com \$1 milhão. É o que esta cidade precisa, mais do que lagos cristalinos, a menos que você ache que as pessoas ganhem a vida pescando. Outro problema é que mesmo que não lançássemos nada nesse lago, ele ainda assim estaria sujo com outros tipos de poluentes.”

Durante a discussão, as únicas concessões que você obtém de seu chefe são a permissão de gastar \$10 mil para impedir o lançamento de um poluente muito facilmente visível (mas não nocivo) no córrego, e a promessa de avaliar um esquema de controle da poluição que possa ser amortizado mediante a recuperação do produto. Você percebe que esta concessão não abre muitas possibilidades, já que o número desses produtos que têm mercado garantido não é grande.

Se você fosse o engenheiro, qual seria a sua postura?

- (a) Denunciaria a empresa às autoridades estaduais e federais como poluidora (mesmo que o provável desfecho dessa iniciativa seria a sua demissão, ou a decisão de fechar a fábrica).
- (b) Procuraria o chefe de seu chefe (isto é, o presidente da empresa). Se ele não conseguir fazer o seu superior mudar de ideia, peça demissão e adote a alternativa (a).
- (c) Acataria a decisão de seu chefe durante algum tempo. Tentaria melhorar a posição competitiva da fábrica mediante um rigoroso programa de redução de custos. Com isso, seria possível investir uma pequena quantia no controle da poluição dentro de um ou dois anos. Neste intervalo, você realizaria mais estudos sobre sistemas de recuperação de produtos e manteria o seu chefe informado sobre as preocupações constantes com este esforço.
- (d) Relaxaria e deixaria o seu chefe decidir quando o próximo passo no controle da poluição será tomado. Afinal, é ele o responsável administrativo da fábrica. Você não apenas explicou o problema, como também sugeriu uma solução. Isto é, você fez a sua parte.

Supondo-se que a Marginal Chemical Co. pague bons salários a seus engenheiros, propicie boas condições de trabalho e exerça influência racional nas questões não ambientais na comunidade, qual seria a resposta mais escolhida pelos engenheiros, diante um problema de poluição ambiental deste tipo? (Popper e Hughson, 1970).

- 1-8** Você é o gerente de divisão da Sellwell Co. – uma empresa que desenvolveu um produto químico de baixo custo. Você espera que ele encontre uma boa posição no mercado de produtos de limpeza e pretende comercializá-lo em embalagens de 1 L e 2 L. Diversos materiais parecem indicados, como o vidro, o alumínio, papel especial, aço e uma variedade de plásticos. Um jovem engenheiro recém-contratado e lotado no departamento de embalagens preparou um estudo sobre o descarte da embalagem, e descobriu que o custo da operação com uma embalagem de 2 L poderia oscilar em três pontos – dependendo do peso da embalagem, da possibilidade de reciclagem, da facilidade de incineração, do comportamento após descarte no aterro sanitário, etc.

O especialista em marketing da empresa acredita que o material da embalagem mais atraente para o consumidor também representa o pior problema em termos de custo e de descarte. Ele estima que o potencial de vendas seria ao menos 10% menor se a embalagem mais fácil de descartar e reaproveitar fosse usada, porque ela seria menos atrativa e diferenciada.

Na hipótese de os custos das embalagens serem essencialmente iguais, até que ponto você leva em consideração o problema do descarte durante a escolha do material? Você deveria:

- (a) Escolher a embalagem apenas com base no apelo de marketing, e partindo do princípio de que o descarte é um problema da comunidade, não seu (e que algumas comunidades não estão prontas para adotar a reciclagem, independentemente do material que você selecionar).
- (b) Escolher a embalagem mais fácil de descartar e enfrentar o problema que ela representa para as vendas, ou tentar solucioná-lo enfatizando o aspecto da “cidadania” (embora o departamento de marketing se mantenha cético sobre as chances dessa iniciativa dar certo).
- (c) Decidir pelo meio-termo, isto é, aceita uma perda de 5% nas vendas e adota uma embalagem que represente um problema intermediário na escala da facilidade de descarte.

Você acredita que o jovem engenheiro que realizou o estudo sobre as embalagens (e que não tem conhecimentos de marketing) tem uma obrigação moral na hora de fazer recomendações sobre o melhor material?

- (a) Sim. Ele não deve medir esforços na defesa do que acredita ser a opção mais desejável, do ponto de vista sócioambiental.
- (b) Não. Ele deve enfatizar as diferenças em termos de descarte e custos, sem interferir em decisões que envolvem marketing e sobre as quais ele não tem experiência. (Popper e Hughson, 1970.)

- 1-9** Stan Smith, jovem engenheiro com apenas dois anos de experiência, foi contratado para ajudar um engenheiro experiente na avaliação dos problemas de poluição aquática e atmosférica em uma fábrica de grande porte. A empresa pensa em uma expansão que envolveria um novo produto. As associações de moradores e os sindicatos são a favor, mas os grupos de ambientalistas são contra.

A tarefa de Smith é avaliar as técnicas de controle de efluentes de acordo com os padrões estaduais e federais. Smith conclui que a expansão pode atender a estes padrões. Todavia, ele

não está totalmente satisfeito, porque as emissões atmosféricas incluíam um subproduto incomum, cujos efeitos não são conhecidos em detalhe e cujo controle não é contemplado pelas autoridades estaduais e federais na definição dos padrões.

Smith faz algumas pesquisas e descobre que um estudo revelou uma associação entre doenças respiratórias e esse tipo de emissão, em um dos poucos casos em que esse poluente foi lançado por longos períodos na atmosfera. Naquele estudo, uma área localizada na direção a jusante dos ventos registrou um aumento de 15% na incidência de doenças respiratórias. Os resultados também mostraram que os meios convencionais de limpeza não são eficientes na remoção do poluente.

Quando Smith relata estas descobertas ao engenheiro sênior, é informado de que a expansão da unidade é fato consumado, que os equipamentos necessários já foram adquiridos, e que seria muito caro e constrangedor, para a empresa, interromper o projeto ou mudar de planos.

Além disso, o engenheiro sênior argumenta que o estudo sobre as doenças respiratórias associadas ao poluente foi realizado em outra região do país, em um cenário de condições climáticas muito distintas das observadas no local da expansão da fábrica, e que as doenças registradas eram transitórias, não graves. Esse aumento na incidência pode ter sido resultado de uma combinação de contaminantes, não do poluente em questão isoladamente. Outra hipótese é que essa elevação no número de casos talvez nem teria ocorrido, se as outras substâncias poluentes tivessem sido controladas, tal como serão, na nova unidade da empresa.

Se Smith pressentir que existe uma possibilidade razoável (mas não necessariamente uma certeza) de que o lançamento desse poluente na atmosfera pode levar a um aumento na ocorrência de algumas doenças na área na direção do vento, ele deveria:

- (a) Procurar um superior na empresa, passando por cima da autoridade do engenheiro sênior (e comprometendo a boa relação que tem com ele)?
- (b) Conversar com as autoridades ambientais, por conta própria, e repassar ao engenheiro sênior as ideias delas sobre o problema (correndo o mesmo risco)?
- (c) Conversar com os grupos de ambientalistas e (em sigilo) repassar a eles a “munição” de que precisam para interromper o projeto de expansão?
- (d) Aceitar o raciocínio do engenheiro sênior (e guardar cópias das comunicações da empresa sobre o assunto, para esclarecer responsabilidades, em caso de problemas)? (Popper e Hughson, 1970.)

1-10 Jerry Jones é engenheiro químico. Ele trabalha em uma empresa de grande porte e atuação diversificada na Costa Leste dos Estados Unidos. Nos últimos dois anos, integrou um grupo de cidadãos voltado para o controle da poluição na cidade. Jones era o único membro com qualificações técnicas na área.

Como engenheiro químico, Jones tem as competências necessárias para aconselhar o grupo sobre o que pode ser feito na redução de diversos tipos de poluição. Ele chegou a ajudar pequenas empresas a projetar e adquirir equipamentos de controle. (A fábrica em que trabalha tem um sistema eficiente de controle de poluição atmosférica e aquática.) Sua participação rendeu-lhe prestígio considerável no comitê de controle da poluição.

Recentemente, outros integrantes do comitê começaram a exercer pressão nas autoridades municipais no sentido de proibir a venda de detergentes à base de fosfatos. O grupo se impressionou com as reportagens publicadas em jornais e revistas sobre os perigos dessas substâncias.

Jones percebeu que proibir o uso de fosfatos seria um equívoco. Ele tenta explicar que, embora a reputação negativa desses compostos se deva à eutrofização dos Grandes Lagos, nos Estados Unidos, os esgotos da cidade são tratados em uma estação de efluentes antes de serem despejados no mar. Além disso, ele está ciente das teorias conflitantes sobre os efeitos dos fosfatos, mesmo nos Grandes Lagos (por exemplo, algumas teorias culpam o nitrogênio ou o carbono, não os fosfatos, e sugerem que os substitutos destes podem ser ainda mais prejudiciais).

Para completar, ele argumenta que a maior parcela do fosfato despejado no esgoto municipal tem origem nos dejetos humanos, não nos detergentes.

Contudo, nada disso impressiona os que apoiam a proibição dos fosfatos. Durante uma reunião particularmente acalorada, alguns membros do comitê chegaram a acusar Jones de usar táticas antiéticas para proteger a empresa para a qual trabalha e que, segundo eles, tem uma subsidiária que produz detergentes.

Jones está diante de um dilema. Sente que o seu ponto de vista faz sentido, mas esta posição nada tem a ver com o envolvimento de seus empregadores na produção de detergentes (envolvimento este que, por acaso, é relativamente baixo, e não tem relação com a unidade em que Jones trabalha). O que ele deve fazer?

- (a) Concordar com o grupo que defende a proibição dos fosfatos, sob a premissa de que a iniciativa não causaria prejuízos, mas também não traria muitas vantagens. Além disso, ao dar suporte ao grupo nesta questão, mesmo que de forma passiva, Jones tem a chance de preservar a sua influência sobre seus integrantes em questões de maior peso no futuro.
- (b) Lutar contra os inimigos dos fosfatos até o fim, com base no fato de que o posicionamento do comitê é injusto e não tem base científica, e de que apoiar essas pessoas seria antiético. (Os possíveis desfechos seriam a expulsão de Jones do comitê, ou o desmantelamento deste como entidade representativa do controle da poluição.)
- (c) Abandonar o comitê e relatar o seu lado dos fatos aos jornais locais.
- (d) Nenhuma das alternativas. (Popper e Hughson, 1970.) Sugira uma alternativa caso não concorde com as apresentadas.

REFERÊNCIAS

- ASCE (1977) "Statement of Purpose," *Official Record*, Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, New York.
- ASCE (1977) "Statement of Purpose," *Official Register*, Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, New York.
- AWWA (1999) American Water Works Association, "Stats on Tap," Denver, CO, <http://www.awwa.org/Advocacy/pressroom/STATS.cfm>
- AWWA (1971) *Water Quality and Treatment*, 3rd ed., American Water Works Association, McGraw-Hill, New York, p. 11.
- Babbitt, H. E. (1953) *Sewerage and Sewage Treatment*, John Wiley & Sons, New York, p. 3.
- Baker, M. N. (1981) *The Quest for Pure Water*, vol. 1, American Water Works Association, Denver.
- Budd, W. (1977) *Typhoid Fever (Its Nature, Mode of Spreading, and Prevention)*, Arno Press, New York.
- Carson, R. (1962) *Silent Spring*, Houghton Mifflin, Boston.
- CFR (2005) U.S. Government Printing Office, Washington, DC. <http://www.gpoaccess.gov/ecfr/> (in Jan 2005 this was a beta test site for searching the CFR)
- Chow, V. T. (1964) "Hydrology and Its Development," in V. T. Chow, ed., *Handbook of Applied Hydrology*, McGraw-Hill, New York, pp. 1-7-1-10.
- Darcy, H. (1856) *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*, Victor Dalmont, Paris, pp. 570, 590-94.
- Dupuit, A. J. (1863) *Etudes Théoriques et Practiques sur le Mouvement des Eaux dans les Canaux Découverts et à Travers les Terrains Perméables*, Dunod, Paris.
- Emerson, C. A. (1945) "Some Early Steps in Sewage Treatment," *Sewage Works Journal*, 17: 710-17.
- Fair, G. M., and J. C. Geyer (1954) *Water Supply and Waste-Water Disposal*, John Wiley & Sons, New York, pp. 5-8.
- GLC (1969) *Refuse Disposal in Greater London*, Greater London Council, London.
- Hagen, G. H. L. (1839) Ueber die Bewegung des Wassers in Engen Cylindrischen Röhren, *Poggendorffs Ann. Physik Chem.*, 16: 423-42.
- Hagerty, D. J., and J. E. Heer (1973) *Solid Waste Management*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Hazen, A. (1930) *Flood Flows*, John Wiley & Sons, New York.
- Herschel, C. (1913) *Frontinus and the Water Supply of the City of Rome*, Longmans, Green & Co., New York.

- Hohlfeld, F. (1824) “Das Niederschlagen des Rauches durch Elekicität,” *Archiv. Für die gasammte Naturlehre*, 2: 205.
- Horton, R. E. (1933) “The Role of Infiltration in the Hydrologic Cycle,” *Transactions of the American Geophysical Union*, 14: 446–60.
- Hutson, S. S., N. L. Barber, J. F. Kenny et al. (2001) *Estimated Use of Water in the United States in 2000*, U.S. Geological Survey Circular 1268, Washington, DC.
- IPCC (1996) *Climate Change, 1995*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jones, B. B., and F. Owen (1934) *Some Notes on the Scientific Aspects of Controlled Tipping*, Henry Blacklock, Manchester, England.
- Kenny, J. F., N. L. Barker, S. S. Hutson et al. (2009) *Estimated Use of Water in the United States in 2005*. U.S. Geological Survey Circular 1344, Washington, DC. <http://www.usgs.gov>
- Linaweaver, F. P., J. C. Geyer, and J. B. Wolff (1967) “Summary Report on the Residential Water Use Research Project,” *Journal of the American Water Works Association*, 59: 267.
- Linsley, R. K., and J. B. Fanzini (1979) *Water Resources Engineering*, McGraw-Hill, New York, p. 546.
- Mariotte, E. (1686) *Traité du Movement des Eaux et Autres Corps Fluides*, E. Michallet, Paris.
- McGeveran, W. A. (2002) *World Almanac and Book of Facts: 2002*, World Almanac Books, New York, p. 377.
- Metcalf, L., and H. P. Eddy (1915) *American Sewerage Practice*, vol. III, McGraw-Hill, New York, pp. 2–3, 13.
- Molina, M. J., and F. S. Rowland (1974) “Stratospheric Sink for Chlorofluoromethanes: Chlorine Atom Catalysed Destruction of Ozone,” *Nature*, 248: 810–12.
- Pacific Institute (2000) Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security, Oakland, CA. <http://www.worldwater.org/table2.html>
- Perrault, P. (1678) *De L'origine des Fontaines*, Pierre Le Petit, Paris.
- Poiseulle, J. L. (1840) “Recherches Expérimentales sur le Movement des Liquides dans les Tubes de Très petits Diameters,” *Compt. Rend.*, 11: 961, 1041.
- Popper, H., and R. V. Hughson (1970) “How Would You Apply Engineering Ethics to Environmental Problems?” *Chemical Engineering*, November 2, pp. 88–93.
- Snow, J. (1965) *Snow on Cholera (Being a Reprint of Two Papers by John Snow, M.D. Together With a Biographical Memoir by B. W. Richardson, M.D.)* Hafner Publishing Company, New York.
- Tchobanoglous, G., H. Theisen, and R. Eliassen (1977) *Solid Wastes*, McGraw-Hill, New York, p. 39.
- Theis, C. V. (1935) “The Relation Between the Lowering of the Piezometric Surface and the Rate and Duration of a Well Using Ground-water Recharge,” *Transactions of the American Geophysical Union*, 16: 519–24.
- UCLA (2006) <http://www.ph.ucla.edu/epi>
- U.S. EPA(2005) “Municipal Solid Waste: Reduce, Reuse, Recycle,” U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. <http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/muncpl/reduce.htm>
- U.S.G.S. (2005) <http://www.usgs.gov>
- U.S. House of Representatives (2005) *U.S. Code*, Washington, DC. <http://uscode.house.gov/>
- U.S. PHS (1970) *Manual of Septic Tank Practice*, Public Health Service Publication No. 526, U.S. Department of Health Education and Welfare, Washington, DC.
- Vesilind, P. A. (1975) *Environmental Pollution and Control*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, p. 214.
- WCED (1987) *Our Common Future*, World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford, England.
- White, H. J. (1963) *Industrial Electrostatic Precipitation*, Addison-Wesley, Reading, MA, p. 4.
- WHO (1961) *Air Pollution*, World Health Organization, Geneva Switzerland, p.180.
- Wright, R. H. (1964) *The Science of Smell*, Basic Books, Inc., New York, p. 7.

A química e o meio ambiente

Estudo de caso: Usar ou não o MTBE?	32
2-1 INTRODUÇÃO	32
2-2 OS CONCEITOS BÁSICOS DA QUÍMICA.	33
Os átomos, os elementos e a tabela periódica	33
As ligações químicas e as forças intermoleculares	34
O mol, as unidades molares e as unidades de atividade	36
As reações químicas e a estequiometria	37
O equilíbrio químico	44
A cinética das reações	56
2-3 A QUÍMICA ORGÂNICA.	61
Os alcanos, os alcenos e os alcinos	62
Os compostos arila, ou aromáticos	63
Os grupos funcionais e as classes de compostos.	63
2-4 A QUÍMICA DA ÁGUA	64
As propriedades físicas da água	64
Os estados das impurezas em solução	65
As unidades de concentração em soluções ou suspensões aquosas	66
Os tampões	69
2-5 A QUÍMICA DOS SOLOS	75
2-6 A QUÍMICA DA ATMOSFERA.	77
Os conceitos básicos dos gases	78
REVISÃO DO CAPÍTULO	80
EXERCÍCIOS	81
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	86
REFERÊNCIAS	87



Estudo de caso

Usar ou não o MTBE?

Os estudantes sempre se perguntam por que têm de estudar química. A resposta é simples: a química é a espinha dorsal da maior parte dos conteúdos da engenharia ambiental e da ciência. Por exemplo, o cálculo da quantidade de compostos químicos necessários para remover o cálcio e o magnésio da água potável (os minerais responsáveis pela dureza da água) é baseado em reações de precipitação. Para compreender como estes compostos se deslocam através das águas subsuperficiais e subterrâneas, é preciso recorrer à química.

Examinemos um estudo de caso em que a falta de conhecimentos sobre a disciplina causou muitos problemas. Em 1992, o estado da Califórnia promulgou regulamentações sobre a adição de éter metil terc-butilico (MTBE – *Methyl tert-butyl ether*) à gasolina sem chumbo, para reduzir a poluição atmosférica e aumentar a octanagem. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, a EPA, seguiu o exemplo e instituiu o Programa de Combustível Oxigenado e o Programa de Gasolina Reformulada em 1992 e 1995, respectivamente. O MTBE é um composto químico altamente miscível, solúvel em água e de odor desagradável. Além disso, o MTBE é um carcinógeno em potencial e altamente recalcitrante (isto é, não é degradado com facilidade no ambiente natural) (Happel, Beckenbach e Halden, 1998). Em 1998, cerca de 30% da gasolina usada nos Estados Unidos continha aproximadamente 10% de MTBE (Ulrich, 1999; U.S. EPA, 1997). Existem cerca de dois milhões de tanques de armazenamento subterrâneo nos Estados Unidos, 95% deles contendo produtos do petróleo e 80% sendo tanques de aço nú. Os tanques de aço nú têm maior possibilidade de sofrer corrosão e vazar (U.S. EPA, 1988).

A pergunta que deve ser respondida é: quando essas regulamentações foram promulgadas, deveriam ter sido tomadas as providências para que uma pessoa treinada em química e em engenharia ambiental pudesse prever que a contaminação das águas subterrâneas com MTBE se tornaria um problema no futuro? Na minha opinião, a resposta é “sim”. A magnitude do problema da contaminação de águas subterrâneas por petróleo era evidente no final da década de 1980, como mostrou uma nota oficial da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA, 1988). Uma vez que o MTBE é muito solúvel em água, qualquer quantidade do composto que vazasse de um tanque de armazenagem subterrâneo e migrasse para o lençol freático se misturaria de imediato com a água, e seria transportada pelas correntes subterrâneas. Estudos posteriores confirmaram o fenômeno (Wilt, 1999). Talvez o estudo da química o ajude a evitar o próximo grande problema ambiental, antes de ele adquirir proporções nacionais.

2-1 INTRODUÇÃO

A ciência ambiental é, em linguagem simples, o estudo da química, da física e da biologia dos sistemas naturais ou do meio ambiente. Por essa razão, uma compreensão básica destas disciplinas é essencial para todo profissional da engenharia e das ciências ambientais. Este capítulo discute os fundamentos da química com aplicações específicas nas ciências ambientais.

A **química** é o estudo da matéria. **Matéria** é qualquer substância que tenha massa e ocupe lugar no espaço. Todos os objetos, independentemente de serem gases, líquidos ou sólidos, são formados por **elementos** químicos. Estes não podem ser divididos em substâncias mais simples mediante uma reação química. Quando dois ou mais elementos se combinam quimicamente, dizemos que eles formam um **composto**. Um composto puro sempre contém os mesmos elementos, exatamente nas mesmas proporções (segundo a **lei das proporções definidas**, ou **lei da composição constante**). Por exemplo, 1,0000 g de cloreto de sódio, NaCl, sempre contém 0,3934 g de sódio e 0,6066 g de cloro, os quais estão combinados quimicamente. As proporções e a composição estrutural dos compostos exercem um efeito significativo em suas propriedades químicas. Por exemplo, a glicose é formada por carbono, hidrogênio e oxigênio. Sua fórmula química é $C_6H_{12}O_6$, o que indica que para cada seis átomos de carbono, existem 12 de hidrogênio

e 6 de oxigênio. Já o composto de fórmula CH_2O tem a mesma proporção de átomos de carbonos, hidrogênio e oxigênio, mas suas propriedades são muito distintas das da glicose. Este composto é o formaldeído, um líquido na temperatura ambiente que é tóxico para seres humanos. Uma **mistura** é um material com composição variável que pode ser separado por meios físicos. Por exemplo, quando dissolvemos o sal comum em água, obtemos uma mistura. Se você faz a água evaporar, recuperamos o sal dissolvido.

Os compostos químicos formados por átomos de carbono e hidrogênio, em sua composição básica, são chamados de **compostos orgânicos**. Estes são gerados igualmente por organismos vivos ou reações químicas artificiais. Os demais compostos conhecidos são chamados de **compostos inorgânicos**. Alguns compostos simples, como o monóxido de carbono (CO), o dióxido de carbono (CO_2), os carbonatos e os cianetos são considerados compostos inorgânicos, embora contenham carbono. Discutiremos algumas destas substâncias ainda neste capítulo.

2-2 OS CONCEITOS BÁSICOS DA QUÍMICA

Os átomos, os elementos e a tabela periódica

Todos os compostos químicos são formados por átomos de diversos elementos. Os elementos são agrupados segundo suas propriedades básicas, como mostra a **tabela periódica** (ver a capa interna). Por exemplo, o Grupo IIA (o grupo dos metais alcalinos terrosos) inclui o cálcio, o magnésio e o bário, todos encontrados na natureza, na forma de silicatos. Estes elementos também ocorrem como carbonatos e sulfatos. Com exceção do berílio, em sua forma elementar pura de valência zero, estes metais reagem com a água. Com exceção do berílio, todos os hidróxidos de metais alcalinos terrosos são básicos. No outro lado da tabela estão os halogênios (Grupo VIIA): o flúor, o cloro, o bromo, o iodo e o astato. Todos são não metais reativos (salvo o astato, cuja química ainda não está totalmente documentada). Nos compostos estáveis que formam, os halogênios têm estado de oxidação -1 .*

Um átomo é uma partícula muito pequena de matéria, a qual conserva suas propriedades durante uma reação química. Os átomos são compostos de prótons, elétrons e nêutrons. Os prótons e nêutrons formam o **núcleo** do átomo e representam a grande maioria de sua massa. O **próton** é uma partícula com carga positiva e uma massa mais de 1800 vezes maior do que a massa do elétron. O **nêutron** tem massa quase igual à do próton, mas não tem carga. Já os **elétrons** orbitam o núcleo com velocidades altíssimas, compondo uma nuvem com carga negativa.

O **número atômico (Z)** é o número de prótons no núcleo de um átomo. Todos os átomos de um elemento específico têm o mesmo número de prótons, embora o número de nêutrons e de elétrons possa variar. Portanto, um elemento é uma substância cujos átomos têm o mesmo número atômico. Por exemplo, o cloro tem número atômico igual a 17, isto é, ele tem 17 prótons. O **número de massa** de um elemento é a soma do número de prótons e de nêutrons no núcleo de seus átomos. Por exemplo, o carbono-12, a forma mais abundante do elemento, tem seis prótons e seis nêutrons. O carbono-14, utilizado na datação de objetos antigos, tem o mesmo número de prótons que o carbono 12 (seis), mas oito nêutrons. Estas diferentes formas do carbono são chamadas de **isótopos**, definidos como formas quimicamente idênticas de um mesmo elemento que contêm números distintos de nêutrons. Os números atômicos dos isótopos de um elemento são constantes, enquanto os números de massa são variáveis. Alguns elementos, como o sódio, têm apenas um isótopo natural. Outros, como o oxigênio, o carbono e o nitrogênio, por exemplo, têm vários.

O **peso atômico** ou massa atômica é a média ponderada das massas atômicas dos isótopos naturais do elemento, multiplicada pela abundância, ou seja, porcentagem em massa de cada isótopo, expressa em unidades de massa atômica (u.m.a.), ou daltons. Os valores de peso atômico estão listados na página seguinte à tabela periódica no começo deste livro.

*O estado de oxidação é a carga elétrica que um átomo teria em um composto químico, se os pares de elétrons em cada ligação pertencessem ao átomo mais eletronegativo. Para os compostos formados por ligações iônicas, o número de oxidação é igual à carga iônica. Nos compostos formados por ligações covalentes, o número de oxidação representa a carga hipotética atribuída segundo um conjunto de regras gerais amplamente aceitas.

EXEMPLO 2-1

Na tabela abaixo estão listados os isótopos do magnésio, as porcentagens em que ocorrem na natureza e as massas isotópicas de cada um. Calcule o peso atômico do magnésio e compare o resultado com o valor dado na lista de elementos no começo do livro.

Isótopo	Massa isotópica (u.m.a.)	Abundância relativa
^{24}Mg	23,985	0,7870
^{25}Mg	24,986	0,1013
^{26}Mg	25,983	0,1117

Solução Multiplique cada uma das massas isotópicas por sua abundância relativa e some os resultados.

Isótopo	Massa isotópica (u.m.a.)	Abundância relativa	Massa isotópica $\times$ abundância relativa
^{24}Mg	23,985	0,787	18,876195
^{25}Mg	24,986	0,1013	2,531082
^{26}Mg	25,983	0,1117	2,902301
Soma			24,30958

Portanto, o peso atômico do magnésio é 24,3096 u.m.a. A pequena diferença entre este valor e aquele tabelado na lista de massas atômicas se deve unicamente ao erro de arredondamento.

As ligações químicas e as forças intermoleculares

Quando não estão em sua forma monoatômica, os átomos são mantidos unidos por ligações químicas. Uma **molécula** é definida grupo de átomos ligados quimicamente e com forma geométrica fixa, mantida por forças intermoleculares, as quais normalmente são fracas.

Os dois tipos de ligação química são a ligação iônica e a ligação covalente. A **ligação iônica** é formada pela atração eletrostática entre íons positivos e negativos. Nela, um átomo “doa”, ou transfere ao menos um elétron de sua camada de valência para a camada de valência de outro átomo. O átomo que perde elétrons é chamado de **cátion** (íon com carga positiva). Já o átomo que ganha elétrons é chamado de **ânion** (íon com carga negativa). Por exemplo, o átomo de hidrogênio no ácido fluorídrico (HF) “doa” o seu elétron ao flúor. Neste caso, o hidrogênio fica com carga positiva e o flúor com carga negativa. Os compostos com maior capacidade de atrair um elétron têm **eletronegatividade alta**,* ou, neste caso, uma atração maior pelo par de elétrons compartilhados, comparada à do hidrogênio. Em sua maioria, os metais são os elementos menos eletronegativos. Já os não metais são os mais eletronegativos (Figura 2-1).

As **ligações covalentes** são formadas com o compartilhamento de um par de elétrons. Por exemplo, no hidrogênio gasoso (H_2), os elétrons no orbital $1s$ se sobrepõem, e podem ocupar o espaço em volta dos dois átomos. Isto é, os elétrons são compartilhados por ambos. Outros compostos químicos formados por ligações covalentes são o metano (CH_4), a amônia (NH_3) e o etileno (C_2H_4).

No hidrogênio molecular (H_2), os elétrons de ligação são compartilhados igualmente pelos dois átomos constituintes da molécula. No entanto, quando os átomos envolvidos são de

*A eletronegatividade é a medida da capacidade de um átomo de uma molécula de atrair elétrons, quando se encontra ligado a outro elemento químico diferente. A escala mais usada para avaliar a propriedade foi desenvolvida por Linus Pauling. O cientista calculou os valores de eletronegatividade com base nas energias de ligação e atribuiu o valor 4,0 ao flúor. O lítio, na extremidade esquerda do mesmo período da tabela periódica, tem eletronegatividade igual a 1,0. De modo geral, a eletronegatividade aumenta da direita para a esquerda e de baixo para cima na tabela.

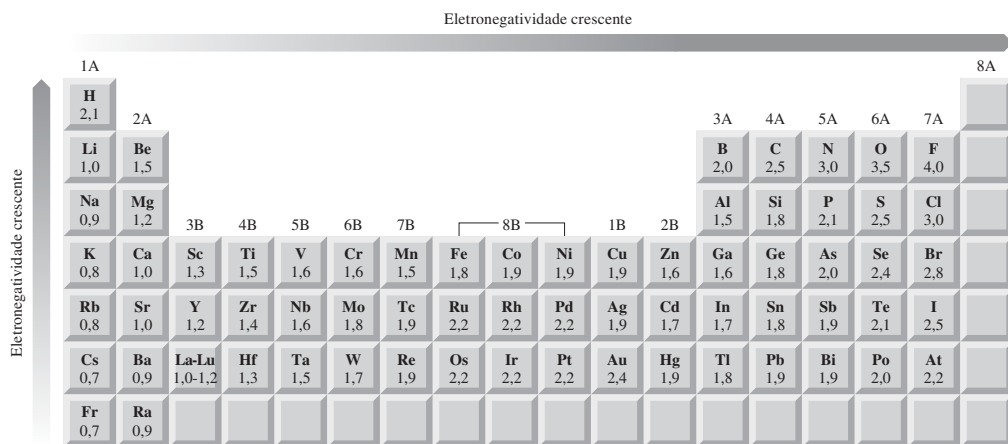


FIGURA 2-1 Os valores de eletronegatividade dos elementos comuns (segundo a escala de Linus Pauling).

elementos diferentes, este compartilhamento nem sempre será uniforme. Uma **ligação covalente polar** é uma ligação covalente em que os elétrons de ligação não são compartilhados igualmente. Dito de outro modo, a probabilidade de encontrar um elétron na vizinhança de um átomo é maior do que a probabilidade de encontrá-lo na vizinhança de outro. Por exemplo, no HCl, a probabilidade de encontrar os elétrons de ligação orbitando o átomo de cloro é maior do que aquela observada para o átomo de hidrogênio. Pela mesma razão, quando o hidrogênio e o oxigênio formam uma ligação covalente, como ocorre na molécula da água, nenhum elemento transfere elétrons. Logo, na natureza, nenhum dos átomos constituintes da água está totalmente carregado. No caso da água é possível imaginar que o hidrogênio tenha carga parcialmente positiva e que o oxigênio tenha carga parcialmente negativa.

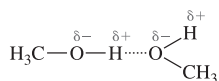
Já discutimos as ligações covalentes e iônicas. Contudo, existem forças que, comparativamente, não são intensas, embora sejam bastante para manter as moléculas unidas. São as chamadas **forças intermoleculares**.

Três tipos de forças intermoleculares podem existir entre moléculas neutras: as forças dipolo-dipolo, as forças de London (também chamadas de forças de dispersão), e as pontes de hidrogênio. As forças de **Van der Waals** incluem as interações dipolo-dipolo e as forças de dispersão. São interações atrativas fracas e de curto alcance entre moléculas neutras como o Cl₂ e o Br₂. As forças de dispersão também são forças atrativas fracas e de curto alcance resultantes das interações instantâneas dipolo/dipolo induzido que ocorrem por conta das variações nas posições dos elétrons em sua órbita no núcleo. Uma vez que as moléculas com massas moleculares maiores tendem a possuir mais elétrons, as forças de dispersão aumentam com a massa molecular. Esta intensificação das forças também se deve ao fato de moléculas maiores normalmente serem mais polarizáveis, o que eleva a probabilidade de formação de dipolos induzidos.

As pontes de hidrogênio ocorrem em substâncias que contêm átomos muito eletronegativos. São ligações muito importantes para o cientista ou o engenheiro ambiental, porque conferem à água suas propriedades únicas.

Dois compostos químicos, o fluormetano (CH₃F) e o metanol (CH₃OH) são úteis para o estudo das pontes de hidrogênio. As duas substâncias têm pesos moleculares e momentos dipolos muito semelhantes. Não é difícil imaginar que elas tenham propriedades equivalentes. Porém, na temperatura ambiente, o fluormetano é um gás, ao passo que o metanol é um líquido. Os pontos de ebulição do fluormetano e do metanol são -78°C e 65°C, respectivamente. Diferenças tão significativas nas propriedades destes compostos são explicadas pelas forças atrativas moderadas entre um átomo de hidrogênio em ligação covalente com um átomo muito eletronegativo, X, e um par de elétrons isolados em um átomo pequeno e eletronegativo de outra molécula. Por

exemplo, no metanol, o átomo de hidrogênio com carga parcial positiva e em ligação covalente com o átomo de oxigênio com carga parcial negativa é atraído pelo átomo de oxigênio, também parcialmente negativo, de outra molécula:



Estas forças conferem ao metanol as suas propriedades características. De modo análogo, as pontes de hidrogênio ocorrem nas moléculas da água, o que a torna um líquido na temperatura ambiente, apesar de ter massa molecular baixa.

O mol, as unidades molares e as unidades de atividade

Um **mol*** é definido como o número de moléculas de uma substância correspondente ao **número de Avogadro**, isto é, $6,02 \times 10^{23}$ moléculas. Por exemplo, um mol de benzeno (um composto presente na gasolina) contém $6,02 \times 10^{23}$ moléculas da substância. O peso molecular é determinado multiplicando o peso atômico pelo respectivo número de átomos de um elemento na substância. A **fórmula molecular** é a fórmula química que informa o número exato de diferentes átomos de um elemento na molécula. No benzeno, a fórmula molecular é C_6H_6 . O **peso molecular** é o peso de um mol de uma substância. Uma vez que os pesos atômicos do carbono e do hidrogênio são 12,01 e 1,008 u.m.a., ou dáltons, respectivamente, o peso molecular do benzeno é:

$$(12,01)(6) + (1,008)(6) = 78,11 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \quad (2-1)$$

Logo, um mol de benzeno tem massa igual a 78,11 g.

Um **íon** é um átomo ou uma molécula com carga elétrica. Por exemplo, na água, os íons cálcio estão presentes como cátions (Ca^{2+}) e o cloro ocorre como ânion cloreto (Cl^-).

A **molaridade** é o número de mols por litro de solução. Por exemplo, uma solução 1 molar (1 M) de benzeno tem 1 mol da substância por litro. Neste livro, a molaridade é representada entre colchetes, []. Nas ciências ambientais, uma vez que a concentração dos compostos químicos encontrados no meio ambiente normalmente é muito pequena, às vezes usamos as unidades milimols por litro ($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$, ou mM) ou micromols por litro ($\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, ou μM).

EXEMPLO 2-2

Uma solução de cloreto de cálcio é preparada em um balão volumétrico de 1,00 L. Uma amostra de 60,00 g de CaCl_2 é adicionada a um pequeno volume de água no balão e dissolvida. O volume final de 1 L é completado com água. Qual é a concentração de cloreto de cálcio, em unidades de molaridade?

Solução A primeira etapa na solução deste problema é determinar o peso molecular do cloreto de cálcio. Os pesos atômicos do cálcio e do cloro são dados na lista no começo deste livro. Os valores são 40,078 u.m.a. e 35,4527 u.m.a. para o cálcio e o cloro, respectivamente. O peso molecular do cloreto de cálcio é:

$$40,078 + 2(35,4527) = 110,98 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$$

A concentração, no Sistema internacional de unidades, é $60,00 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$. Convertendo-a em unidades molares, temos:

$$(60,00 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}) / (110,98 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}) = 0,5406 \text{ M}$$

*N. de R.T.: O mol é definido como a quantidade de matéria de um sistema que contém tantas entidades elementares quantos são os átomos contidos em 0,012 kg de carbono 12. Quando se utiliza a unidade mol, as entidades elementares devem ser especificadas, podendo ser átomos, moléculas, elétrons, outras partículas ou agrupamentos especiais de tais partículas (União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC)).

Como alternativa, é possível redigir a expressão como:

$$\frac{60 \text{ g}}{\text{L}} \times \frac{\text{mol}}{110,98 \text{ g}} = 0,5406 \text{ M}$$

a qual permite perceber com maior facilidade como as unidades se cancelam.

A atividade é uma grandeza adimensional, definida em termos do potencial químico*. Neste livro, representaremos a atividade química entre chaves, { }. Por definição, a atividade de fases puras (por exemplo, um sólido, um líquido ou um gás ideal) é 1. Ela pode ser relacionada a concentrações molares usando o coeficiente de atividade. Em linguagem simples, este coeficiente é um fator que descreve o comportamento não ideal do componente no sistema em estudo.

Em soluções diluídas, a concentração iônica total é baixa (de modo geral, menor do que 10^{-2} M). É possível considerar os íons presentes nestas soluções como entidades independentes umas das outras. À medida que a concentração de íons em solução aumenta, a interação entre suas cargas elétricas incide em suas relações de equilíbrio. Esta interação é medida em termos de força iônica. Para explicar forças iônicas elevadas, as relações de equilíbrio são modificadas com a incorporação de coeficientes de atividade. Estes são simbolizados por $\gamma_{(\text{ion})}$. Portanto, a atividade é o produto da concentração molar da espécie pelo coeficiente de atividade:

$$\{i\} = [i]\gamma_{(\text{ion})} \quad (2-2)$$

Neste livro, o símbolo {i} representa a atividade de uma solução, enquanto [i] simboliza a molaridade. Por exemplo, a atividade do Ca^{2+} em uma solução 0,1 M de NaCl estaria relacionada à concentração molar do cálcio pela equação:

$$\{\text{Ca}^{2+}\} = \gamma_{(\text{Ca}^{2+})}[\text{Ca}^{2+}] \quad (2-3)$$

Um dos métodos usados para calcular coeficientes de atividade é discutido nas páginas 47-48.

As reações químicas e a estequiometria

A estequiometria é a parte da química que mede as proporções dos elementos ou compostos em uma reação. Os cálculos estequiométricos são uma aplicação do princípio da conservação de massa nas reações químicas.

A **equação química** é a representação de uma reação com base em fórmulas químicas. Por exemplo, o combustível automobilístico mais utilizado no mundo é a gasolina. Um dos compostos encontrados nela é o octano. Quando sua combustão é completa, apenas água e dióxido de carbono são formados. A equação que descreve esta reação é:



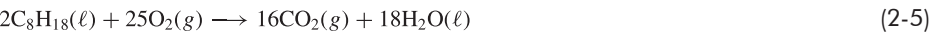
Os compostos químicos no lado esquerdo da seta de reação são chamados de **reagentes**, os no lado direito são os **produtos**.

Em muitos casos, é interessante observar os estados ou fases dos compostos envolvidos na reação. Estes estados ou fases são representados pelas abreviaturas abaixo:

(g) = gás, (ℓ) líquido, (s) = sólido, (aq) = solução aquosa

*Energia potencial é a energia que um objeto possui devido a sua localização em um campo de força. O potencial químico é uma grandeza termodinâmica útil, como critério de espontaneidade, definido como a energia livre por mol. O potencial químico pode ser visto como a tendência de uma reação ocorrer. Por exemplo, uma reação com potencial negativo é como uma tubulação cheia de água que escoar por uma colina. No caso da tubulação, a água escoar por conta da gravidade. No potencial químico, a reação é termodinamicamente viável. Contudo, o potencial químico nada diz acerca da velocidade de reação.

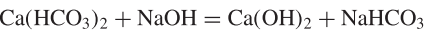
Se usarmos estes símbolos, a Equação 2-4 é escrita como:



O balanceamento de reações químicas. Todas as reações químicas precisam ser balanceadas, isto é, é preciso haver o mesmo número de átomos de cada elemento nos dois lados da seta de reação. Um exemplo prático ilustra bem o balanceamento de reações.

EXEMPLO 2-3

É possível retirar o cálcio de águas naturais adicionando hidróxido de sódio, segundo uma reação não balanceada:

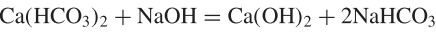


Faça o balanço desta reação.

Solução A primeira etapa é balancear todos os elementos nos dois lados da reação.

Elemento	Reagentes	Produtos
Cálcio	1	1
Hidrogênio	$(1 \times 2) + 1 = 3$	$(1 \times 2) + 1 = 3$
Carbono	$(1 \times 2) = 2$	1
Oxigênio	$(3 \times 2) + 1 = 7$	$(1 \times 2) + 3 = 5$
Sódio	1	1

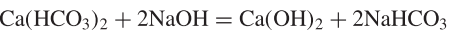
Falta um átomo de carbono no lado dos produtos. Por isso, multiplicamos o número de mols de NaHCO_3 por 2:



Agora temos dois carbonos, mas temos dois átomos de sódio, dois de hidrogênio e seis de oxigênio, do bicarbonato de sódio (além dos átomos do hidróxido de cálcio).

Elemento	Reagentes	Produtos
Cálcio	1	1
Hidrogênio	$(1 \times 2) + 1 = 3$	$(1 \times 2) + (1 \times 2) = 4$
Carbono	$(1 \times 2) = 2$	1 2
Oxigênio	$(3 \times 2) + 1 = 7$	$(1 \times 2) + (3 \times 2) = 8$
Sódio	1	1 2

Agora precisamos multiplicar o número de mols de NaOH por 2:



O resultado é:

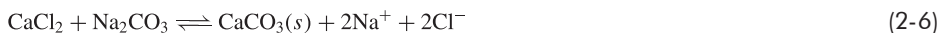
Elemento	Reagentes	Produtos
Cálcio	1	1
Hidrogênio	$(1 \times 2) + (1 \times 2) = 4$	$(1 \times 2) + (1 \times 2) = 4$
Carbono	$(1 \times 2) = 2$	1 2
Oxigênio	$(3 \times 2) + (1 \times 2) = 8$	$(1 \times 2) + (3 \times 2) = 8$
Sódio	1 2	1 2

A equação está balanceada!

As reações químicas também podem envolver a oxidação e a redução de espécies. Discutiremos como balancear este tipo de reação na seção sobre as reações redox.

Os tipos de reações químicas. Os quatro tipos de reações importantes para o cientista e o engenheiro ambiental são as reações de precipitação-dissolução, ácido-base, complexação (associação iônica) e oxidação-redução.

As reações de precipitação-dissolução. Alguns íons dissolvidos reagem entre si para formar compostos insolúveis, chamados de **precipitados**. A reação de mudança de fase pela qual os compostos dissolvidos formam sólidos insolúveis é chamada de **reação de precipitação**. Uma reação de precipitação típica é a formação de carbonato de cálcio quando uma solução de cloreto de cálcio é misturada a uma solução de carbonato de sódio.



O (s) na reação acima indica que o CaCO_3 é um sólido. Quando não há um símbolo designando um estado, é porque a espécie química está dissolvida. As setas na reação sugerem que a reação é reversível e, portanto, pode avançar para a direita (isto é, os íons são combinados para formar um sólido), ou para a esquerda (o sólido se dissocia nos íons). Quando a reação avança para a esquerda, ela é chamada de **reação de dissolução**. As reações deste tipo são importantes no estudo de rochas e minerais. Por exemplo, em meio ácido o mineral calcita (CaCO_3) dissolve e libera íons cálcio (Ca^{2+}) e CO_3^{2-} (carbonato) em água. No equilíbrio, tanto o cálcio como o carbonato param de entrar em solução, e ela é chamada de **solução saturada**. Mas se ela não está em equilíbrio e ambos os íons continuam a se dissolver, então temos uma **solução insaturada**. Em alguns casos, é possível obter concentrações maiores dos íons dissolvidos em comparação com os valores estimados usando a constante de equilíbrio. Neste caso, ela é **supersaturada**.

Algumas reações de dissolução prosseguem até o término, isto é, avançam completamente para a direita ou a esquerda. Por exemplo, se adicionarmos cloreto de sódio ou sulfato de cálcio à água, estes compostos dissociam (se rompem), liberando os respectivos íons que os formam.



Embora possamos afirmar que a água contém NaCl e CaSO_4 , estas espécies na verdade estão presentes em suas formas dissociadas (isto é, Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} e SO_4^{2-}).

As reações ácido-base (de neutralização). Os conceitos gerais de ácido e base foram propostos por Brønsted-Lowry. Um ácido de Brønsted-Lowry é definido como qualquer substância que pode doar um próton a outra, ao passo que uma base de Brønsted-Lowry é qualquer substância capaz de aceitar um próton. A transferência de prótons ocorre apenas se um ácido e uma base estiverem presentes no mesmo meio.

Se A representa um ácido e B uma base, a forma geral de uma reação ácido-base é:



na qual HA é um ácido mais forte do que a água, e esta atua como base. A reação resulta na formação de um segundo ácido, o H_3O^+ (também chamado de ácido conjugado), e de uma segunda base, A^- (ou base conjugada). Nesta reação:



B^- é a base e a água atua como ácido. Como na reação anterior, esta também resulta na formação de um segundo ácido (HB) e uma segunda base (H_2O).

O termo pH é definido como o logaritmo negativo da atividade do íon H^+ :

$$\text{pH} = -\log\{\text{H}^+\} \quad (2-11)$$

Uma solução com pH 7 é neutra, isto é, nem ácida, nem básica. Já uma solução $\text{pH} < 7$ é ácida, e $\text{pH} > 7$ indica que a solução é básica. O pH da maioria das águas naturais está na faixa de 6 a 9, que está entre as condições de suporte necessárias para a maioria das formas de vida, embora existam bactérias extremófilas que se desenvolvem em valores de pH abaixo de 4 e acima de 9. As atividades biológicas envolvem reações ácido-base e, portanto, afetam o pH da água. Essas reações são comuns na água, à medida que ela escoar pelo solo. Entretanto, elas também ocorrem na atmosfera, como na formação da chuva ácida, por exemplo. Os ácidos podem entrar nos ecossistemas aquáticos e terrestres quando estão presentes nos resíduos domésticos, municipais e industriais. Diferentemente de outras reações de precipitação, as reações ácido-base são muito rápidas, com meias-vidas da ordem de milissegundos.

Não existem prótons livres na água. Eles sempre se combinam com as moléculas de H_2O para formar o íon hidrônio (H_3O^+). Se adicionarmos um ácido à água, ele se dissocia e libera um próton. Por exemplo:



Uma vez que o ácido clorídrico (HCl) é um ácido forte, esta reação avança até o término. Dito de outro modo, um mol de HCl produz um mol de prótons. Para que uma reação ácido-base ocorra, o próton precisa ser transferido para uma base. A água é uma substância **anfótera**, isto é, pode atuar como ácido ou como base. No caso acima ela é uma base, porque aceita os prótons liberados pela dissociação do ácido clorídrico.



A combinação das reações dadas gera uma reação global:



a qual é a reação que de fato ocorre na água, embora a notação mostrada na Equação 2-12 seja usada com frequência.

Se adicionarmos uma base à água, ela reage com os íons hidrônio presentes. Por exemplo, a adição de hidróxido de sódio à água resulta no consumo de H_3O^+ .



Neste caso, a água atua como ácido, já que doa um próton para a base.

As reações de complexação. As reações de complexação ocorrem em águas naturais sempre que a combinação de dois (ou mais) átomos ou íons resulta na formação de um produto mais estável. A importância destas reações para o cientista ou o engenheiro ambiental está no fato de a forma do composto químico gerado poder afetar, de forma significativa, a eficiência do processo de remoção e a captação biológica do poluente.

Um **complexo** é um composto formado por íons complexos contendo íons mais simples e de carga oposta, ou por espécies complexas neutras. Um **íon complexo** é definido como um íon metálico ligado a uma base de Lewis* por uma ligação covalente coordenada. As bases de Lewis combinadas ao átomo metálico em um complexo são chamadas de **ligantes**. O número de coordenação de um átomo metálico em um complexo é definido como o número total de ligações que o átomo metálico forma com os ligantes. Por exemplo, com o $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$, o Fe^{2+} é o íon complexo, a água é o ligante e o número de coordenação do ferro neste complexo é 6, porque seis moléculas de água estão combinadas à molécula de ferro.

A complexação metálica é um conceito importante na engenharia e nas ciências ambientais, porque exerce forte influência na captação, na biodegradabilidade e na toxicidade do metal. Por exemplo, um estudo que investigou a complexação de diversos metais pelo ácido nitrilotriacético, o qual foi usado como modelo de composto orgânico, revelou que a complexação por Cu(II),

*Uma base de Lewis tem um (ou mais) par(es) de elétrons que pode(m) ser doado(s) ao cátion metálico no complexo.

Ni(II), Co(II) e Zn(II) inibia a biodegradação do ácido por *Chelatobacter heintzii*, já que este reduzia a biodisponibilidade do metal (White e Knowles, 2000). Outro estudo descobriu que a absorção e a toxicidade do cobre em algas unicelulares diminuíram com o aumento da concentração do agente complexante e a diminuição da quantidade de cobre livre (Sunsa e Guillard, 1976).

As reações de oxidação-redução (redox). Sem as reações de oxidação-redução (também chamadas de reações redox), a vida na Terra não seria possível. Em linguagem simples, a fotossíntese e a respiração são reações redox. O ciclo de nutrientes no meio ambiente também é controlado por estas reações. Elas ocorrem na corrosão do ferro presente na carroceria de seu automóvel. De modo geral, as reações redox são muito lentas, o que é uma vantagem, já que ninguém quer ver o próprio carro ser destruído pela ferrugem. Porém, esta lentidão traz algumas dificuldades para o cientista e o engenheiro ambientais. Nas reações redox no meio ambiente, o equilíbrio raramente é atingido.

As reações redox envolvem alterações no estado de oxidação de um íon e a transferência de elétrons. A corrosão do ferro metálico libera elétrons:



Se um elemento libera elétrons, é preciso haver outro elemento disponível para aceitá-los. O gás hidrogênio normalmente é produzido na corrosão de um tubo de ferro.



onde o símbolo (g) indica que o hidrogênio está no estado gasoso.

Durante o balanceamento de reações redox você precisa garantir que o número de elétrons transferidos esteja balanceado. No Exemplo 2-3 não houve mudança no estado de oxidação dos elementos envolvidos. Contudo, nos dois exemplos abaixo, o estado de oxidação muda.

EXEMPLO 2-4

Na atmosfera, o dióxido de enxofre emitido por usinas termoeletricas movidas a carvão reage com o oxigênio e o vapor da água a velocidades relativamente baixas. A reação forma ácido sulfúrico, um poluente com potencial de causar problemas respiratórios e chuva ácida.

A equação química envolvida é:

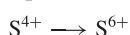
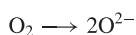


Realize o balanceamento desta reação.

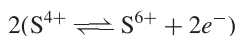
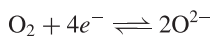
Solução Observe que esta reação não é escrita como reação em equilíbrio, porque ela avança quase até o término, e não é reversível. A primeira tarefa é listar todos os elementos presentes na reação.

Elemento	Reagentes	Produtos
S (enxofre)	1	1
O (oxigênio)	5	4
H (hidrogênio)	2	2

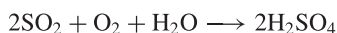
Observe que nesta reação o oxigênio é reduzido, de uma carga igual a zero (no O_2) para uma carga igual a -2 (no H_2SO_4). O enxofre é oxidado, de $+4$ no SO_2 , para $+6$ no H_2SO_4 . Portanto, precisamos antes balancear o número de elétrons transferidos.



Quatro elétrons precisam ser transferidos na primeira reação. Na segunda este número cai para dois. Logo, para conservar o número de elétrons transferidos, precisamos multiplicar a segunda reação por 2.



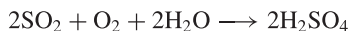
A reação fica:



A próxima etapa é somar os átomos de cada elemento nos dois lados da reação. Por exemplo, no lado dos reagentes da reação, há quatro átomos de oxigênio em 2SO_2 , dois de oxigênio em O_2 e um átomo de hidrogênio na água (H_2O), totalizando sete átomos. Na tabela, escreva 7 na célula correspondente ao oxigênio, na coluna dos reagentes. Faça o mesmo para os outros elementos.

Elemento	Reagentes	Produtos
S (enxofre)	2	2
O (oxigênio)	7	8
H (hidrogênio)	2	4

Os dois lados da reação precisam ter o mesmo número de átomos de todos os elementos. Contudo, temos sete átomos de oxigênio no lado dos reagentes e oito no lado dos produtos. Falta um átomo do elemento no lado dos produtos da reação. Vamos tentar balancear a equação multiplicando o número de moléculas de água por 2.



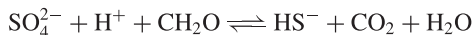
A tabela fica

Elemento	Reagentes	Produtos
S (enxofre)	2	2
O (oxigênio)	7 8	8
H (hidrogênio)	2 4	4

A equação está balanceada.

EXEMPLO 2-5

A reação abaixo é importante em sedimentos em lagos e rios destituídos de oxigênio.

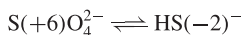


Realize o balanceamento desta reação.

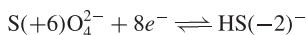
Solução Observe que esta é uma reação intermediada por bactérias e reversível. Primeiro consideramos a carga nos diversos átomos. Na maioria das vezes o oxigênio tem carga -2^* .

*Na maioria das vezes, a carga elétrica do oxigênio é -2 , exceto no estado diatômico, onde a carga é zero, ou em peróxidos, onde ela é -1 .

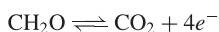
Se esta condição for verdadeira, então a carga do enxofre no SO_4^{2-} é +6, e a carga do carbono no CO_2 é +4. Em regra, o hidrogênio tem carga +1 (exceto no estado diatômico, quando a carga é zero). Portanto, a carga do enxofre no HS^- é -2, e a carga hipotética do carbono no CH_2O é zero. Se a reação da redução do enxofre for



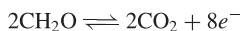
precisamos de oito elétrons no lado dos reagentes para balancear o estado de oxidação do enxofre no lado dos produtos. Os números entre parênteses correspondem ao estado de oxidação do enxofre.



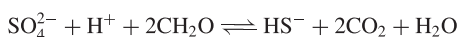
([+6] + [-8] = -2). Agora, é preciso balancear a reação de oxidação. Nesta reação, o carbono passa do estado de oxidação zero para +4. Isto mostra que precisamos de quatro elétrons para balancear esta reação.



Uma vez que precisamos balancear o número de elétrons transferidos, a próxima etapa é multiplicar a reação anterior por 2:



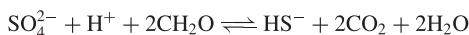
Nossa equação original se transforma em:



Nela, o número de elétrons transferidos foi balanceado. As etapas seguintes são semelhantes às aquelas apresentadas acima. Vamos criar uma tabela com todos os átomos na reação.

Elemento	Reagentes	Produtos
S (enxofre)	1	1
O (oxigênio)	6	5
C (carbono)	2	2
H (hidrogênio)	5	3

O número de átomos de carbono e de enxofre já está balanceado. Por isso, é preciso evitar mudar o número de moléculas das espécies que contêm estes elementos. Precisamos de um átomo extra de oxigênio e dois de hidrogênio no lado dos produtos. Basta adicionar uma molécula de água neste lado da reação.



A nova tabela é:

Elemento	Reagentes	Produtos
S (enxofre)	1	1
O (oxigênio)	6	5 6
C (carbono)	2	2
H (hidrogênio)	5	3 5

A equação está balanceada.

As reações envolvendo gases. A vida aquática não existiria se gases como o oxigênio e o dióxido de carbono não se dissolvessem na água. Por essa razão, a transferência de gases de ou para soluções é importante. Não fosse pela capacidade do dióxido de carbono de dissolver na água, a chuva “limpa” não teria pH em torno de 5,6. A reação de dissolução é:



onde o símbolo (aq) indica a fase aquosa.

O dióxido de carbono reage com a água, formando ácido carbônico.



A dissolução do oxigênio em água é importante para cientistas e engenheiros ambientais, e tem papel essencial na vida no planeta. O oxigênio tem baixa solubilidade aquosa, mas esta aumenta com a queda da temperatura da água. Uma vez que respiração da biota aquática consome oxigênio, ele precisa ser repostado na água. Em um aquário, isso é feito usando uma bomba e um difusor. No ambiente natural, o oxigênio difunde do ar para o líquido naturalmente, através da interface ar-água. Esta reação de dissolução é representada por uma equação química:



Além disso, as reações de transferência de gases são úteis em diversos processos. Por exemplo, a amônia pode ser retirada da água mediante um processo de elevação do pH, no qual o NH_4^+ é convertido em NH_3 , e sob determinadas condições a amônia é transferida para a fase gasosa.



O equilíbrio químico

Quando a calcita é adicionada a uma solução diluída de ácido clorídrico, ela dissolve, liberando bolhas de dióxido de carbono até o **equilíbrio químico** ser atingido. É neste ponto que as velocidades das reações para a direita para a esquerda são iguais.



Definimos equilíbrio químico como a condição na qual as velocidades da reação direta e da reação inversa são iguais.

A representação matemática do equilíbrio químico sempre prevê uma **constante** de equilíbrio, obtida utilizando-se dados químicos termodinâmicos. Esta constante equivale à multiplicação das concentrações dos produtos da reação, dividida pela multiplicação das concentrações dos reagentes. As concentrações são elevadas a uma potência equivalente ao coeficiente estequiométrico da reação química, no qual as concentrações são as observadas nas condições de equilíbrio. Por exemplo, para a reação genérica:



a constante de equilíbrio, K , é descrita matematicamente como

$$K = \frac{\{C\}^c \{D\}^d}{\{A\}^a \{B\}^b} \quad (2-24)$$

Observe que, para compostos químicos em solução, as concentrações utilizadas na Equação 2-24 precisam estar expressas em unidades de atividade ou molaridade (se a solução estiver diluída o bastante). Se os compostos forem gases, as concentrações precisam ser expressas em unidades de atividade ou de pressão. Para gases diluídos, normalmente a pressão parcial do gás é utilizada na Equação 2-24. A **lei de ação das massas** afirma que o valor da constante de equilíbrio é invariável para uma reação específica, em dada temperatura, e que este valor é independente das concentrações em equilíbrio dos compostos químicos inseridos na equação.

Muitas reações que ocorrem no meio ambiente são rápidas. Logo, os cálculos nas condições de equilíbrio podem ser usados para prever as concentrações dos compostos químicos em um efluente tratado, um corpo hídrico, ou uma gota de chuva. Isso é válido especialmente na dissolução de compostos em um reator equipado com agitação eficiente, na dissociação de ácidos e de bases, e na dissolução de gases nas gotas de chuva ou nas gotículas de nevoeiro. Os cálculos do equilíbrio químico têm pouca utilidade para reações mais lentas, como na dissolução de minerais presentes em rochas ou de gases em grandes corpos hídricos, por exemplo. Contudo, eles são úteis como fonte de informação sobre as concentrações das espécies químicas quando o equilíbrio é atingido, ainda que o tempo necessário para esta condição se concretizar possa ser longo.

Os cálculos de solubilidade. Todos os compostos são solúveis em água, até determinado ponto. Da mesma forma, a concentração de qualquer composto é limitada pela quantidade dele que pode ser dissolvida em água. Algumas substâncias são muito solúveis, como o NaCl, por exemplo. Outras, como o AgCl, são muito insolúveis, isto é, apenas uma pequena quantidade entra em solução. Se você adiciona bicarbonato de sódio (NaHCO_3), um composto sólido, a um volume de água destilada, parte dele entra em solução. Se você continua adicionando o composto à água, em determinado ponto a quantidade acrescida já não entra em solução, isto é, não se dissolve. É neste ponto que o equilíbrio é atingido. A reação de solubilização do bicarbonato de sódio é escrita abaixo



A fórmula mais geral de uma reação de precipitação-dissolução é:



Como vimos, a expressão do equilíbrio de qualquer reação pode ser escrita como o produto da concentração dos produtos da reação (elevados aos coeficientes estequiométricos adequados) dividido pelo produto dos reagentes. Você perceberá que, na reação anterior, a concentração do reagente, A_aB_b , não aparece na equação. A razão é que os produtos de solubilidade foram definidos utilizando-se atividades, não concentrações molares. Por definição, a atividade de um sólido puro é 1. Portanto, o termo relativo à atividade do reagente, o qual supomos ser um sólido puro, é excluído da equação. Isso significa que, para qualquer reação de precipitação, é possível escrever a expressão do produto de solubilidade:

$$K_s = \{\text{A}^{x+}\}^a \{\text{B}^{y-}\}^b \quad (2-27)$$

Para a dissolução do bicarbonato de sódio, mostrada na Equação 2-25, o produto de solubilidade é escrito como:

$$\{\text{Na}^+\} \{\text{HCO}_3^-\} = K_s$$

As constantes do produto de solubilidade (K_s) são obtidas com base em diversos procedimentos. Uma breve lista de valores é apresentada na Tabela 2-1 e no Apêndice A-9. Uma lista mais completa está disponível no *The CRC Handbook of Chemistry and Physics*.

Os produtos de solubilidade são representados por $\text{p}K_s$, isto é, o logaritmo negativo (base 10) de K_s .

$$\text{p}K_s = -\log_{10}(K_s) \text{ ou } -\log(K_s) \quad (2-28)$$

Esta representação é necessária porque os valores de K_s normalmente são muito baixos.

Os produtos de solubilidade, como todas as constantes de equilíbrio, são obtidos utilizando-se dados termodinâmicos e podem ser calculados com base na variação da energia livre de Gibbs* da reação. A tendência (ou a força motriz) de uma reação na direção do equilíbrio é dada

*A energia livre de Gibbs é uma grandeza termodinâmica que representa uma medida direta de espontaneidade de uma reação.

TABELA 2-1 Os produtos de solubilidade de alguns compostos a 25°C

Substância	Reação de equilíbrio	pK _s	Aplicação
Hidróxido de alumínio	$\text{Al}(\text{OH})_3 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	32,9	Coagulação
Fosfato de alumínio	$\text{AlPO}_4 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-}$	22,0	Remoção de fosfatos
Carbonato de cálcio (aragonita)	$\text{CaCO}_3 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	8,34	Abrandamento, controle da corrosão
Hidróxido férrico	$\text{Fe}(\text{OH})_3 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + 3\text{OH}^-$	38,57	Coagulação, remoção de ferro
Fosfato férrico	$\text{FePO}_4 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + \text{PO}_4^{3-}$	21,9	Remoção de fosfatos
Hidróxido de magnésio	$\text{Mg}(\text{OH})_2 (\text{s}) \rightleftharpoons \text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^-$	11,25	Remoção de cálcio e magnésio
Dolomita $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (ordenada)	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2 \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-}$	17,09	Desgaste de minerais dolomíticos
Caulinita	$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 6\text{H}^+ \rightleftharpoons 2\text{Al}^{3+} + 2\text{Si}(\text{OH})_4 + \text{H}_2\text{O}$	7,44	Desgaste de argilas caulínicas
Gipsita	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	4,58	Desgaste de minerais de gipsita

Fonte: Stumm e Morgan, 1996.

pela energia livre de Gibbs, ΔG° . A relação entre a constante de equilíbrio, K , e ΔG° foi definida como:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K \tag{2-29}$$

onde R = constante dos gases ideais
 K = constante de equilíbrio, por exemplo, o produto de solubilidade
 T = temperatura (em Kelvin)

Muitos produtos de solubilidade são determinados empiricamente. Todavia, para alguns compostos pouco solúveis, estes valores experimentais podem estar sujeitos a grandes variações e imprecisões. Os produtos de solubilidade são definidos para uma temperatura específica, normalmente 25°C. Se a temperatura é diferente da temperatura de referência para a qual o produto de solubilidade é conhecido, é necessária uma correção para a temperatura usada. Os produtos de solubilidade em temperaturas diferentes de 25°C podem ser calculados usando a expressão básica da termodinâmica:

$$\frac{\partial \ln K}{\partial T} = \frac{\Delta H_r^0}{RT^2} \tag{2-30}$$

onde ΔH_r^0 é a variação de entalpia da reação.
Supondo-se que a variação de entalpia seja constante na temperatura considerada, uma solução aproximada para a Equação 2-30 é:

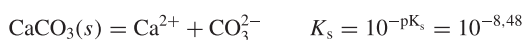
$$\ln \frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = \frac{\Delta H_r^0}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \tag{2-31}$$

É preciso lembrar que dados termodinâmicos, como os produtos de solubilidade, nada informam sobre a cinética da reação (a velocidade com que ela avança). Algumas reações alcançam o equilíbrio em alguns segundos; outras levam milhares de anos!

EXEMPLO 2-6

Se você adicionar 30 g de calcita (CaCO_3) a um balão volumétrico e completar com 1,00 L de água destilada, qual seria a concentração do cálcio (Ca^{2+}) em solução? Suponha que o cálcio em solução está em equilíbrio com o $\text{CaCO}_3(s)$ e que a temperatura da solução é 25°C. O pK_s da calcita é 8,48.

Solução A reação de dissolução é:



Lembre que $K_s = \{\text{Ca}^{2+}\}\{\text{CO}_3^{2-}\}$. Vamos supor que a solução é diluída, o que permite aproximar as atividades às concentrações molares. Por essa razão, a equação anterior fica:

$$K_s = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$$

Para cada mol de calcita que dissolve, um mol de Ca^{2+} e um mol de CO_3^{2-} são liberados em solução. Os valores da concentração molar de Ca^{2+} e CO_3^{2-} no equilíbrio são iguais. Por isso, é possível afirmar que

$$[\text{Ca}^{2+}] = [\text{CO}_3^{2-}] = s$$

Se substituirmos cada um dos compostos na expressão de K_s por s , obtemos,

$$10^{-8,48} = s^2$$

Resolvendo para s (que é igual ao Ca^{2+}), é possível determinar a concentração de cálcio: $\text{Ca}^{2+} = 10^{-4,24}$, ou $5,75 \times 10^{-5}$ M (mols por litro) em solução. Uma vez que a concentração do cálcio (e do carbonado) são muito baixas, a hipótese de que é possível substituir as atividades pelas concentrações é razoável. Observe que a quantidade de calcita adicionada é irrelevante. O problema pedia as concentrações de equilíbrio, as quais são independentes da concentração inicial da calcita, desde que a quantidade adicionada exceda a solubilidade do composto.

Quando a concentração do eletrólito de fundo* é elevada (isto é, na água do mar, em lixiviados de aterros sanitários ou no lodo ativado), é preciso considerar os efeitos iônicos nas constantes de equilíbrio. Investigaremos este efeito nos produtos de solubilidade. Entretanto, os efeitos são explicados da mesma maneira para todos os tipos de constantes de equilíbrio. Lembre que a Equação 2-27 mostra que o produto de solubilidade é definido como:

$$K_s = \{A^{x+}\}^a \{B^{y-}\}^b$$

e

$$\{i\} = \gamma_i [i] \quad (2-32)$$

onde $\{i\}$ é a atividade de i , γ_i é o coeficiente de atividade de i (na solução com composições e forças iônicas conhecidas) e $[i]$ é a concentração molar de i . Inserindo $\gamma_i [i]$ na Equação 2-27 temos:

$$K_s = (\gamma_A [A^{x+}])^a (\gamma_B [B^{y-}])^b \quad (2-33)$$

Os coeficientes de atividade são determinados fazendo-se algumas aproximações. A equação de Davies é utilizada aqui porque é válida para intervalos amplos de concentrações de eletrólitos (quando a força iônica, I , é menor do que 0,5 M). A equação de Davies diz que:

$$\log \gamma = -Az^2 \left(\frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0,2I \right) \quad (2-34)$$

*O termo de fundo se refere aos íons que também ocorrem em solução.

onde $A \approx 0,5$ para a água a 25°C

z = carga do íon

I = força iônica da solução $= \frac{1}{2} \sum C_i z_i^2$

C_i = concentração molar do i -ésimo íon em solução

z_i = carga do i -ésimo íon

EXEMPLO 2-7

Voltemos ao Exemplo 2-6. Vamos supor que você adicionou 30 g de calcita à água para obter 1,00 L de uma solução de NaCl 0,01 M. Qual seria a concentração do cálcio (Ca^{2+}) em solução? Suponha que o cálcio em solução esteja em equilíbrio com a calcita (s) e que a temperatura da solução seja 25°C .

Solução Iniciamos calculando a concentração da solução de cloreto de sódio. Os dois íons presentes seriam o Na^+ e o Cl^- . Uma vez que o NaCl estaria completamente dissociado, as concentrações de ambos seriam 0,01 M. Com isso, é possível calcular a força iônica.

$$I = \frac{1}{2} [(0,01)(1)^2 + (0,01)(1)^2] = 0,01 \text{ M}$$

Agora, vamos examinar os dois íons de interesse, o cálcio e o carbonato. Uma vez que o valor absoluto da carga do cálcio e do carbonato é o mesmo (isto é, 2), $\gamma_{\text{Ca}} = \gamma_{\text{CO}_3}$.

$$\log \gamma_{\text{Ca}} = \log \gamma_{\text{CO}_3} = -(0,5)(2)^2 \left(\frac{\sqrt{0,01}}{1 + \sqrt{0,01}} - 0,2(0,01) \right) = -0,178$$

$$\gamma_{\text{Ca}} = \gamma_{\text{CO}_3} = 10^{-0,178} = 0,664$$

Utilizando o coeficiente de atividade para calcular a força iônica do produto de solubilidade, obtemos:

$$K_s = \{\text{Ca}^{2+}\} \{\text{CO}_3^{2-}\} = \gamma_{\text{Ca}} [\text{Ca}^{2+}] \gamma_{\text{CO}_3} [\text{CO}_3^{2-}]$$

$$\frac{K_s}{\gamma_{\text{Ca}} \gamma_{\text{CO}_3}} = [\text{Ca}^{2+}] [\text{CO}_3^{2-}] = \frac{10^{-8,48}}{(0,664)(0,664)} = 7,51 \times 10^{-9}$$

Se resolvermos este problema do mesmo modo como resolvemos o Exemplo 2-6, o resultado é:

$$[\text{Ca}^{2+}] = [\text{CO}_3^{2-}] = 8,7 \times 10^{-5} \text{ M}$$

EXEMPLO 2-8

Examine o Exemplo 2-6 outra vez. Agora, você adicionou 30 g de calcita a 1 L de uma água cuja composição é dada abaixo. Qual seria a concentração do íon cálcio (Ca^{2+}) em solução? Neste exemplo, a solução de cálcio está em equilíbrio com a calcita (s) e a temperatura é 25°C .

Íon	Concentração (mM)	Íon	Concentração (mM)
NO_3^-	2,38	Mg^{2+}	53,2
SO_4^{2-}	28,2	Na^+	468,0
Cl^-	545,0	K^+	10,2
		Cu^{2+}	10,2

$$I = \frac{1}{2}[(2,38 \times 10^{-3})(1)^2 + (2,82 \times 10^{-2})(2)^2 + (0,545)(1)^2 + (1,02 \times 10^{-2})(2)^2 + (5,32 \times 10^{-2})(2)^2 + (0,468)(1)^2 + (1,02 \times 10^{-2})(1)^2] = 0,696 \text{ M}$$

$$\log \gamma_{\text{Ca}} = \log \gamma_{\text{CO}_3} = -(0,5)(2)^2 \left(\frac{\sqrt{0,696}}{1 + \sqrt{0,696}} - 0,2(0,696) \right) = -0,631$$

$$\gamma_{\text{Ca}} = \gamma_{\text{CO}_3} = 10^{-0,631} = 0,234$$

O coeficiente de atividade é usado para calcular o efeito da força iônica no produto de solubilidade:

$$K_s = \{\text{Ca}^{2+}\}\{\text{CO}_3^{2-}\} = \gamma_{\text{Ca}}[\text{Ca}^{2+}]\gamma_{\text{CO}_3}[\text{CO}_3^{2-}]$$

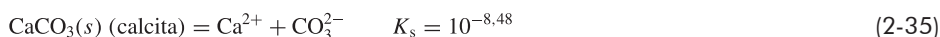
$$\frac{K_s}{\gamma_{\text{Ca}}\gamma_{\text{CO}_3}} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = \frac{10^{-8,48}}{(0,234)(0,234)} = 6,05 \times 10^{-8}$$

Resolvendo o problema como mostra a Equação 2-6, vemos que:

$$[\text{Ca}^{2+}] = [\text{CO}_3^{2-}] = 2,5 \times 10^{-4} \text{ M}$$

No estudo da química geral você aprendeu que “semelhante dissolve semelhante”. Os íons cálcio e carbonato são fortemente iônicos. O cloreto de sódio dissolvido em água destilada forma uma solução iônica. A calcita é mais solúvel na solução de cloreto de sódio do que em água pura. Uma vez que a força iônica da solução aquosa mostrada no Exemplo 2-8 é maior do que a da solução 0,01 M de NaCl no Exemplo 2-7, a calcita é ainda mais solúvel nesta água, em comparação com a solução de cloreto de sódio.

O efeito do íon comum. Um composto químico raramente se dissolve em águas naturais que não contenham um teor prévio dos íons do composto adicionado. Por exemplo, quando águas subterrâneas percolam rochas calcíticas, o cálcio dissolve na água segundo a reação



Contudo, são poucas as vezes em que esta reação é iniciada em água livre de íons cálcio ou carbonato. Logo, a solubilidade da calcita diminui e ela não dissolve em águas subterrâneas na mesma medida em que o faz em água pura.

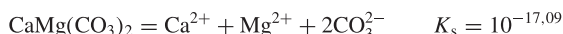
EXEMPLO 2-9

Qual é a solubilidade da dolomita em água que contém $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CO_3^{2-} ? O produto de solubilidade da dolomita é $10^{-17,09}$. Suponha que os efeitos da força iônica possam ser desprezados.

Solução A primeira etapa para resolver esta reação é a determinação da concentração do carbonato na água antes da dissolução (solubilização) da dolomita. A concentração molar do carbonato precisa ser calculada. O peso molecular do carbonato é $60,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$. Portanto, a concentração molar do composto é:

$$(100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(10^{-3} \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1})(1 \text{ mol}/60,01 \text{ g}) = 0,00167 \text{ M}$$

A dolomita dissolve segundo a reação:



No começo, temos $0,00167 \text{ M CO}_3^{2-}$, 0 M Ca^{2+} e 0 M Mg^{2+} em solução. Se s mols de dolomita são dissolvidos, então adicionamos s mols de Ca^{2+} , s mols de Mg^{2+} e $2s$ mols de CO_3^{2-} à solução.

No equilíbrio, as concentrações dos íons estudados são as somas dos valores dados, como mostra a tabela abaixo.

	Concentração (M)		
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CO ₃ ²⁻
Começo	0	0	0,00167
Alteração	s	s	2s
Equilíbrio	s	s	0,00167 + 2s

A próxima etapa é escrever a equação de equilíbrio.

$$[\text{Ca}^{2+}][\text{Mg}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]^2 = K_s = 10^{-17,09}$$

Substituindo os termos pelos dados na tabela, temos:

$$(s)(s)(0,00167 + 2s)^2 = 10^{-17,09}$$

A equação anterior pode ser resolvida numericamente usando um pacote específico como o Solver (parte do Excel), ou por tentativa e erro. Neste caso, o valor de s é $1,704 \times 10^{-6}$ M. As concentrações de Ca²⁺, Mg²⁺ e CO₃²⁻ são $1,704 \times 10^{-6}$ M, $1,704 \times 10^{-6}$ M e $1,673 \times 10^{-3}$ M, respectivamente.

Em muitas situações temos diversos íons comuns em solução no começo da reação. Em outras, uma solução pode estar supersaturada com os íons, podendo ocorrer a precipitação de um sólido. O exemplo abaixo ilustra como resolver um problema quando a solução é supersaturada.

EXEMPLO 2-10

Uma solução inicialmente está supersaturada em CO₃²⁻ e Ca²⁺, de maneira que as concentrações de ambos íons é 50,0 mg · L⁻¹. Qual é a concentração final de Ca²⁺ no equilíbrio?

Solução Começamos com uma solução supersaturada em cálcio e carbonato. Com o tempo, quando o equilíbrio é atingido, o carbonato de cálcio precipita. A reação é:



Lembre que, para resolver problemas envolvendo o equilíbrio, é preciso usar unidades molares! O peso atômico do Ca²⁺ é 40,08 u.m.a. e o peso molecular do CO₃²⁻ é 60,01 g · mol⁻¹, o que dá concentrações molares iniciais de $1,25 \times 10^{-3}$ mol · L⁻¹ e $8,33 \times 10^{-4}$ mol · L⁻¹ para as duas entidades, respectivamente.

$$K_s = 10^{-pK_s} = 10^{-8,34} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$$

Para cada mol de Ca²⁺ precipitado da solução, um mol de CO₃²⁻ também precipita. Se a quantidade removida é dada por s , então:

$$10^{-8,34} = 4,57 \times 10^{-9} = [1,25 \times 10^{-3} - s][8,33 \times 10^{-4} - s]$$

$$1,037 \times 10^{-6} - (2,083 \times 10^{-3})s + s^2 = 0$$

Resolvendo para s e usando a fórmula quadrática, temos:

$$s = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a} = \frac{2,08 \times 10^{-3} \pm \sqrt{4,34 \times 10^{-6} - 4(1,037 \times 10^{-6})}}{2}$$

$$= 8,20 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Portanto, a concentração final de Ca^{2+} é:

$$[\text{Ca}^{2+}] = 1,25 \times 10^{-3} \text{ M} - 8,33 \times 10^{-4} \text{ M} = 4,17 \times 10^{-4} \text{ M}$$

ou:

$$(4,17 \times 10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(40 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) = 16,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Observe que a análise matemática da expressão quadrática geraria duas soluções, ambas positivas, uma das quais, porém, tem valor maior. Esta solução ($1,25 \times 10^{-3}$) gera um valor de s igual às concentrações originais de Ca^{2+} , o que dá uma concentração final igual a zero. Uma vez que isso é fisicamente impossível, descartamos a solução com valor maior de s .

Os equilíbrios ácido-base. A água ioniza de acordo com a equação:



O grau de ionização da água é muito pequeno e pode ser medido pelo que chamamos de **constante de dissociação** (ou **constante de ionização**) da água, K_w . Ela é definida como:

$$K_w = \{\text{OH}^-\} \{\text{H}^+\} \quad (2-37)$$

e tem valor igual a 10^{-14} ($\text{p}K_w = 14$) a 25°C . Uma solução é ácida quando $\{\text{H}^+\}$ é maior do que $\{\text{OH}^-\}$, neutra quando é igual, e básica quando é menor do que $\{\text{OH}^-\}$. Em soluções diluídas e a 25°C (nas quais os efeitos da força iônica em K_w podem ser ignorados), se $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-] = 10^{-7} \text{ M}$, então a solução é neutra. Nas mesmas condições, se $[\text{H}^+]$ for maior do que 10^{-7} M , então a solução é ácida. As expressões usadas para as concentrações dos íons hidrogênio e hidróxido são pH e pOH. Os termos são definidos como:

$$\text{pH} = -\log\{\text{H}^+\} \quad (2-38)$$

$$\text{pOH} = -\log\{\text{OH}^-\} \quad (2-39)$$

nas quais $\log$ = logaritmo base 10, conforme utilizado nos valores de $\text{p}K_s$. Portanto, uma solução neutra (e diluída) a 25°C tem pH igual a 7 (escrito “pH 7”), uma solução ácida tem $\text{pH} < 7$, e uma solução básica tem $\text{pH} > 7$. Observe também que, ao extrairmos o logaritmo da Equação 2-37, temos:

$$\text{pH} + \text{pOH} = 14 \quad (2-40)$$

a 25°C e em soluções diluídas.

Os ácidos são classificados como fortes ou fracos. Como dissemos, os ácidos fortes têm uma tendência elevada de doar os seus prótons à água. Por exemplo:



que, na verdade, é uma forma simplificada da equação:



Na equação acima, a água é mostrada como uma base, porque aceita um próton.

O equilíbrio existe entre o composto não dissociado e os respectivos íons dissociados. Nos ácidos fortes, o equilíbrio consiste na dissociação quase completa do ácido, com a formação do próton e da base conjugada (Cl^- , no exemplo dado). A constante de equilíbrio é escrita como:

$$K_a = \frac{[\text{H}_3\text{O}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{HCl}]} \quad (2-43)$$

TABELA 2-2 Alguns ácidos fortes e moderados

Ácido	Reação química	pK _a	Aplicação
Ácido hidrolórico	HCl → H ⁺ + Cl ⁻	≈ -3	Ajuste de pH
Ácido nítrico	HNO ₃ → H ⁺ + NO ₃ ⁻	-1	Formação de chuva ácida
Ácido sulfúrico	H ₂ SO ₄ → H ⁺ + HSO ₄ ⁻	≈ -3	Formação de chuva ácida, coagulação, ajuste de pH
Íon bissulfato	HSO ₄ ⁻ ⇌ H ⁺ + SO ₄ ²⁻	1,9	Formação em sedimentos anóxicos

Como ocorre com outras constantes de equilíbrio:

$$pK_a = -\log K_a \tag{2-44}$$

A Tabela 2-2 lista alguns ácidos fortes importantes. Observe que o uso de uma seta única significa que, por praticidade, é possível supor que a reação avança para a direita, até o ponto final.

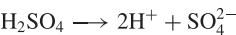
EXEMPLO 2-11

Se 100 mg de H₂SO₄ (peso molecular = 98) são adicionados a um volume de água, o qual é completado para formar 1 L de solução, qual é o pH final desta?

Solução Utilizando o peso molecular do ácido sulfúrico, encontramos:

$$\left(\frac{100 \text{ mg}}{1 \text{ L H}_2\text{O}}\right)\left(\frac{1 \text{ mol}}{98 \text{ g}}\right)\left(\frac{1 \text{ g}}{10^3 \text{ mg}}\right) = 1,02 \times 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

A reação é:



Como o ácido sulfúrico é um ácido forte, podemos determinar o pH seguindo o procedimento abaixo. Se a concentração é $1,02 \times 10^{-3}$ M, então, durante a dissociação do ácido, a quantidade de H⁺ produzida é $2(1,02 \times 10^{-3})$ M. O pH é:

$$\text{pH} = -\log(2,04 \times 10^{-3}) = 2,69$$

Os **ácidos fracos** são aqueles que não dissociam por completo em água. Existe o equilíbrio entre os íons dissociados e o composto não dissociado. A reação de dissociação de um ácido fraco é:



Existe uma constante de equilíbrio que relaciona o grau de dissociação para a reação acima:

$$K_a = \frac{[\text{H}^+][\text{A}^-]}{[\text{HA}]} \tag{2-46}$$

Uma lista de ácidos fracos importantes no contexto das ciências ambientais é dada na Tabela 2-3. Conhecer o pH de uma solução (facilmente obtido utilizando-se um potenciômetro) permite desenvolver uma noção básica sobre o grau de dissolução do ácido. Por exemplo, se o pH é igual ao pK_a (isto é, [H⁺] = K_a), a Equação 2-46 dá [HA] = [A⁻]. Uma vez que a quantidade total de

TABELA 2-3 Algumas constantes de dissociação a 25°C

Substância	Reação química	pK _a	Aplicação
Ácido acético	CH ₃ COOH = H ⁺ + CH ₃ COO ⁻	4,75	Digestão anaeróbia
Ácido carbônico	H ₂ CO ₃ * = H ⁺ + HCO ₃ ⁻	6,35	Tamponamento de águas naturais, coagulação
	HCO ₃ ⁻ = H ⁺ + CO ₃ ²⁻	10,33	
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S = H ⁺ + HS ⁻	7,2	Aeração, controle de odores, sedimentos anaeróbios
	HS ⁻ = H ⁺ + S ²⁻	11,89	
Ácido hipocloroso	HOCl = H ⁺ + OCl ⁻	7,54	Desinfecção
Ácido fosfórico	H ₃ PO ₄ = H ⁺ + H ₂ PO ₄ ⁻	2,12	Remoção de fosfatos, nutriente vegetal, ajuste de pH
	H ₂ PO ₄ ⁻ = H ⁺ + HPO ₄ ²⁻	7,20	
	HPO ₄ ²⁻ = H ⁺ + PO ₄ ³⁻	12,32	

O asterisco ao lado do H₂CO₃ indica tanto o ácido carbono como tal, e o dióxido de carbono dissolvido. Uma vez que não é possível distinguir as duas substâncias, é possível combinar as concentrações dos compostos e se referir à soma com o termo H₂CO₃.

espécies ácidas, A_T , é igual à $[HA] + [A^-]$ e $[HA] = [A^-]$, o ácido está 50% dissociado. Se $[H^+]$ é duas ordens de magnitude maior do que K_a (isto é, 100 vezes), temos:

$$K_a = \frac{[H^+][A^-]}{[HA]} = \frac{100K_a[A^-]}{[HA]}$$

$$1 = \frac{100[A^-]}{[HA]}$$

$$[HA] = 100[A^-]$$

Neste caso, $pH \ll pK_a$. Por esta razão, a maior parte do ácido está na forma protonada (como HA). Em contrapartida, se $pH \gg pK_a$, então o ácido está sobretudo na forma dissociada (A^-).

EXEMPLO 2-12

Uma solução de HOCl é preparada em água. Para isso, 15 mg do composto são adicionados a um balão volumétrico e o volume é completado a 1 L. O pH final medido é 7,0. Quais são as concentrações de HOCl e de OCl⁻? Qual é a porcentagem de HOCl dissociada? A temperatura é 25°C.

Solução A reação de dissociação do HOCl é:



Na Tabela 2-3, vemos que pK_a é 7,54 e que:

$$K_a = 10^{-7,54} = 2,88 \times 10^{-8}$$

Se escrevermos a expressão de equilíbrio na forma da Equação 2-46 e substituirmos a concentração de H^+ , temos:

$$K_a = \frac{[H^+][OCl^-]}{[HOCl]} = \frac{[1,00 \times 10^{-7}][OCl^-]}{[HOCl]} = 2,88 \times 10^{-8}$$

A solução da equação acima para a concentração de HOCl dá:

$$[HOCl] = 3,47[OCl^-]$$

Uma vez que a concentração da combinação de HOCl ou OCl^- , no equilíbrio, precisa ser igual à concentração adicionada, podemos considerar que:

$$[\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-] = \text{concentração molar adicionada}$$

Já que adicionamos HOCl, é preciso calcular a concentração molar usando o peso molecular do HOCl.

$$\text{Concentração molar} = (15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(10^{-3} \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1})(1 \text{ mol}/52,461 \text{ g}) = 2,86 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Logo,

$$[\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-] = 2,86 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Se substituirmos na equação a concentração do HOCl, obtemos:

$$(3,47[\text{OCl}^-]) + [\text{OCl}^-] = 2,86 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Logo, $[\text{OCl}^-] = 6,39 \times 10^{-5} \text{ M}$. A concentração de HOCl pode ser calculada multiplicando esta concentração por 3,47 ou subtraindo-a de $2,86 \times 10^{-4} \text{ M}$.

$$[\text{HOCl}] = 2,86 \times 10^{-4} - 6,39 \times 10^{-5} = 2,22 \times 10^{-4} \text{ M}$$

A porcentagem de OCl^- dissociada é calculada de acordo com a expressão

$$\frac{[\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-]} = \frac{[6,4 \times 10^{-5}]}{[2,86 \times 10^{-4}]} = 22,4\%$$

O equilíbrio entre gases e líquidos. A compartimentalização de compostos químicos entre a água e o ar é descrita pela lei de Henry, a qual afirma que, no equilíbrio, a pressão parcial e um composto na fase gasosa ($P_{\text{gás}}$) é diretamente proporcional à concentração do composto na fase aquosa (C^*).

$$P_{\text{gás}} = kC^* \quad (2-47)$$

A lei de Henry é válida para soluções diluídas (em água) e valores de pressão típicos de sistemas ambientais. As constantes da lei de Henry são obtidas empiricamente e expressas em formato dimensional ou adimensional.

A confusão com a forma dimensional ocorre porque várias escalas de concentração são usadas para as concentrações nas fases gasosa e aquosa. Além disso, é possível escrever a constante de proporcionalidade nos dois lados da equação, o que resulta em constantes que são o inverso uma da outra. Por exemplo, a definição da lei de Henry pode ser escrita segundo a Equação 2-48.

$$K_H = \frac{P_{\text{gás}}}{C^*} \quad (2-48)$$

onde K_H = constante da lei de Henry $\text{kPa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$

$P_{\text{gás}}$ = pressão parcial do gás no equilíbrio (kPa)

C^* = concentração do gás dissolvido em água, no equilíbrio ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

De modo análogo, é possível usar o mol e a atmosfera como unidades para C^* e $P_{\text{gás}}$, respectivamente. Neste caso, a equação pode ser escrita como:

$$K'_H = \frac{C_{\text{ar}}}{C^*} \quad (2-49)$$

onde K'_H = constante da lei de Henry ($\text{atm} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{L}$)

C_{ar} = concentração do gás no equilíbrio (atm)

C^* = concentração do gás dissolvido em água, no equilíbrio ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)

Em outros casos, a lei de Henry pode ser escrita como o inverso da Equação 2-49.

$$K_H^\ddagger = \frac{1}{K'_H} = \frac{C^*}{C_{\text{ar}}} \quad (2-50)$$

Neste caso, a unidade de $K_H^\ddagger$ é $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{atm}$.

Como vimos, as constantes da lei de Henry também podem ser adimensionais. É possível considerar a constante como a massa de um composto químico presente no ar, dividida pela massa do mesmo composto químico dissolvida na água, no equilíbrio. Logo,

$$H = \frac{C_{\text{ar}}}{C^*} \quad (2-51)$$

onde C_{ar} = concentração do composto no ar ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

C^* = concentração do composto dissolvido em água, no equilíbrio ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Se a constante adimensional da lei de Henry, H , é maior do que 1 ($C_{\text{ar}} > C_{\text{água}}$), então o compartimento ambiental preferencial do composto é o ar. No entanto, se a constante adimensional é menor do que 1 ($C_{\text{ar}} < C_{\text{água}}$), a proporção do composto na água é maior do que no ar. A forma dimensional da constante de Henry pode ser obtida multiplicando-se a constante adimensional pela constante dos gases ideais ($\text{atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) e pela temperatura (K). Com isso, obtém-se uma constante cuja unidade é $\text{atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1}$.

O coeficiente da lei de Henry varia com a temperatura e a concentração de outras substâncias dissolvidas. As constantes da lei de Henry são dadas na Tabela A-11, no Apêndice.

EXEMPLO 2-13

A concentração do dióxido de carbono na água a 20°C é definida como $1,00 \times 10^{-5} \text{ M}$. A constante de Henry para a dissolução do dióxido de carbono é $3,91 \cdot 10^{-2} \text{ M atm}^{-1}$ a 20°C . Qual é a pressão parcial do CO_2 no ar?

Solução Com a lei de Henry dada em unidades molares por atmosfera ($\text{M} \cdot \text{atm}^{-1}$), é possível escrever a Equação 2-50 como:

$$K_H^\ddagger = \frac{C^*}{C_{\text{ar}}}$$

Uma vez que a concentração do dióxido de carbono no ar é dada pela pressão parcial (P_{CO_2}) em unidades da atmosfera:

$$\begin{aligned} P_{\text{CO}_2} = C_{\text{ar}} &= C^* / K_H^\ddagger \\ &= \frac{1,00 \times 10^{-5} \text{ M}}{3,91 \times 10^{-2} \text{ M} \cdot \text{atm}^{-1}} = 2,56 \times 10^{-4} \text{ atm} \end{aligned}$$

EXEMPLO 2-14

Um vazamento em um tanque de armazenagem de um posto de combustíveis contaminou o solo e as águas subterrâneas no local. A análise da água revelou a presença de 45 µg/L de benzeno e de 500 µg/L de éter metil terc-butilico (MTBE). Na temperatura do solo (10°C), as constantes adimensionais de Henry, H , do benzeno e do MTBE são 0,09 e 0,01. Calcule as concentrações dos vapores dos compostos no solo.

Solução $C_{\text{benzeno}} = H \times C_{\text{benzeno}}^*$
 $= (0,09)(45 \text{ µg/L}) = 0,36 \text{ µg/L}$

$$C_{\text{MTBE}} = H \times C_{\text{MTBE}}^*$$

$$= (0,01)(500 \text{ µg/L}) = 5 \text{ µg/L}$$

A cinética das reações

Muitas reações que ocorrem no meio ambiente não atingem o equilíbrio com rapidez. Alguns exemplos incluem a desinfecção da água, a transferência de gases dentro e fora de corpos hídricos, a dissolução de rochas e minerais e o decaimento radioativo. O estudo da velocidade destas reações é chamado de cinética. A velocidade da reação, r , é usada para descrever a velocidade em que um composto é formado ou consumido. As reações que ocorrem em uma única fase (líquida, sólida ou gasosa) são chamadas de **reações homogêneas**. As que ocorrem na interface de fases são chamadas de **reações heterogêneas**. A velocidade destes tipos de reação é definida como:

Para reações homogêneas:

$$r = \frac{\text{massa das espécies químicas}}{(\text{volume})(\text{tempo})} \quad (2-52)$$

Para reações heterogêneas:

$$r = \frac{\text{massa das espécies químicas}}{(\text{área superficial})(\text{tempo})} \quad (2-53)$$

Por convenção, uma velocidade positiva ($+r$) representa a produção, enquanto velocidades negativas ($-r$) indicam o consumo do composto estudado. A velocidade de reação é função da temperatura, da pressão e da concentração de reagentes. Para uma reação estequiométrica genérica:



em que a , b e c são os coeficientes dos compostos A, B e C, a mudança da concentração do composto A em um reator de batelada é igual à equação da velocidade de reação do composto A.

$$-\frac{1}{a} \frac{d[A]}{dt} = -\frac{1}{b} \frac{d[B]}{dt} = +\frac{1}{c} \frac{d[C]}{dt} \quad (2-55)$$

onde $[A]$, $[B]$ e $[C]$ são as concentrações das substâncias.

TABELA 2-4 Exemplos de ordem de reação

Ordem de reação	Expressão da velocidade	Unidades na constante de velocidade
Zero	$r_A = -k$	$(\text{concentração})(\text{tempo})^{-1}$
Primeira	$r_A = -k[A]$	$(\text{tempo})^{-1}$
Segunda	$r_A = -k[A]^2$	$(\text{concentração})^{-1} (\text{tempo})^{-1}$
Segunda	$r_A = -k[A][B]$	$(\text{concentração})^{-1} (\text{tempo})^{-1}$

Nesta reação genérica, a velocidade total de reação r e as velocidades individuais de reação estão relacionadas.

$$r = -\frac{r_a}{a} = -\frac{r_b}{b} = \frac{r_c}{c} \quad (2-56)$$

Para a equação genérica:



é possível escrever a expressão da velocidade como:

$$\frac{d[A]}{dt} = -k[A]^\alpha[B]^\beta \quad (2-58a)$$

onde α e β são constantes determinadas empiricamente

Este termo de proporcionalidade, k , é chamado de **constante da velocidade de reação**, e normalmente é função da temperatura e da pressão. Uma vez que A e B são consumidos, o sinal da velocidade de reação é negativo. Porém, o sinal da reação é positivo para C, que está sendo produzido.

Ordem de reação é definida como a soma dos expoentes na equação da velocidade de reação. Os expoentes podem ser números inteiros ou fracionários. A Tabela 2-4 mostra alguns exemplos de ordem de reação. As reações de primeira ordem são simples. A unidade da constante da velocidade é o inverso do tempo. Neste tipo de reação, é comum utilizar a meia-vida ($t_{1/2}$) da reação, definida como o tempo necessário para que a concentração atinja a metade da concentração inicial de um composto. Em termos matemáticos, a meia-vida é expressa como $\ln(0,5)k^{-1}$, ou $0,693k^{-1}$.

EXEMPLO 2-15

Em 1974 a detonação de um artefato nuclear em Aykhal, na antiga União Soviética, liberou cé-sio-137. Contido, foi somente em 1993 que as quantidades do elemento foram medidas. As análises do solo da região revelaram a presença de $2 \times 10^4 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ de solo.* Se a concentração de fundo do ^{137}Cs é $0,5 \text{ Bq/kg}$ de solo, quantos anos serão necessários antes de a concentração do elemento atingir os níveis de fundo? O decaimento de radionuclídeos obedece à cinética de primeira ordem.

Solução Uma vez que $t_{1/2} = 0,693 \cdot k^{-1}$, $k = 0,693/30 \text{ anos} = 0,0231 \text{ ano}^{-1}$.

Logo, podemos representar da seguinte forma:

$$\ln(C/C_0) = -kt$$

$$\ln(0,5/2 \times 10^4) = -(0,0231 \text{ ano}^{-1})t$$

$$t = 459 \text{ anos}$$

*O becquerel (Bq) é uma unidade de radioatividade, definida como o número de desintegrações por segundo.

TABELA 2-5 Procedimento para determinar a ordem de reação pelo método integral

Ordem	Equação da velocidade	Equação integral	Gráfico linear	Inclinação	Intercepto
0	$d[A]/dt = -k$	$[A] - [A]_0 = -kt$	$[A]$ vs. t	$-k$	$[A]_0$
1	$d[A]/dt = -k[A]$	$\ln\{[A]/[A]_0\} = -kt$	$\ln[A]$ vs. t	$-k$	$\ln[A]_0$
2	$d[A]/dt = -k[A]^2$	$1/[A] - 1/[A]_0 = kt$	$1/[A]$ vs. t	k	$1/[A]_0$

Fonte: Henry e Heinke, 1989.

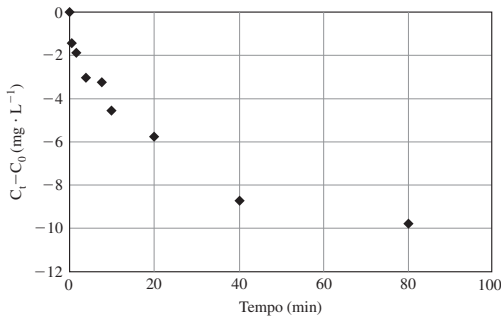
A constante da velocidade de reação, k , precisa ser determinada experimentalmente utilizando-se dados sobre as concentrações dos reagentes em função do tempo. Estes dados são representados em um gráfico, cuja forma é definida de acordo com o resultado da integral das equações dadas na Tabela 2-4. A integral e as formas gráficas respectivas são mostradas na Tabela 2-5.

EXEMPLO 2-16

Um estudante de engenharia ambiental tinha um interesse especial na reação do composto 2,4,6-xyz. No laboratório, ele descobriu que o 2,4,6-xyz se decompõe em água. Durante os experimentos, ele coletou dados e elaborou a seguinte tabela. Construa um gráfico para determinar se a reação é de ordem zero, 1 ou 2 com relação à concentração do 2,4,6-xyz.

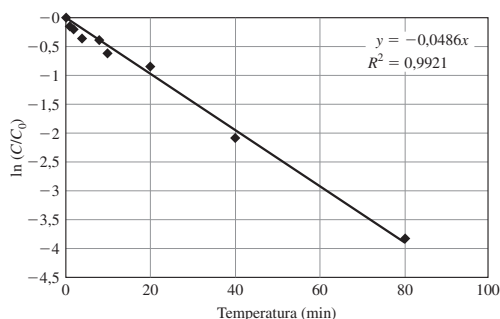
Tempo (min)	Concentração (mg · L ⁻¹)	Tempo (min)	Concentração (mg · L ⁻¹)
0	10,0	10	5,46
1	8,56	20	4,23
2	8,14	40	1,26
4	6,96	80	0,218
8	6,77		

Solução Usando as informações dadas acima e na Tabela 2-5, vamos construir um gráfico, supondo que a reação seja de zero ordem. Neste caso, o gráfico é $C_t - C_0$ versus tempo



Uma vez que o gráfico obtido não é linear, a reação do 2,4,6-xyz não é de ordem zero.

Agora, vamos representar o logaritmo natural da relação entre a concentração do 2,4,6-xyz e sua concentração inicial *versus* o tempo.



Este gráfico é linear. A análise de regressão por mínimos quadrados mostra que r^2 é igual a 0,9921. A inclinação da reta (quando passa pela origem) é 0,0486, o que corresponde a uma constante de velocidade igual a 0,049 min^{-1} . Este resultado deixa claro que a reação é de primeira ordem.

Um tipo especial de reação é chamado de reação elementar. Nela, a equação estequiométrica representa o balanço de massa e o processo de reação em escala molecular. Os coeficientes estequiométricos (a , b , c) são equivalentes aos expoentes na equação da velocidade da reação. Por exemplo, na reação elementar:



é possível escrever a expressão cinética como:

$$r_A = -k[A]^a[B]^b \quad (2-58b)$$

Não precisamos desenvolver a expressão cinética utilizando-se resultados experimentais.

O efeito da temperatura nas reações elementares é descrito pela relação postulada por Arrhenius, em 1889:

$$k = Ae^{-E_a/RT} \quad (2-59)$$

onde A = constante de Arrhenius

E_a = energia de ativação

R = constante universal dos gases

T = temperatura absoluta

e = exponencial ($e^1 = 2,7183$)

Neste caso, $\alpha = a$ e $\beta = b$, já que os coeficientes cinéticos podem ser determinados utilizando-se os coeficientes estequiométricos.

A transferência de gases na interface ar-água. Um exemplo importante de reações dependentes do tempo é a transferência de massa (a dissolução ou a volatilização) de um gás na água. A transferência entre o ar e a água tem papel expressivo em muitos sistemas ambientais, como na dissolução do oxigênio do ar em lagos e na remoção do dióxido de carbono de águas subterrâneas tratadas quimicamente.

Lewis e Whitman (1924) postularam a teoria dos dois filmes para descrever a transferência de massa envolvendo gases. Segundo ela, a fronteira entre a fase gasosa e a fase líquida (também chamada de interface) é composta de dois filmes distintos, os quais servem de barreira entre as

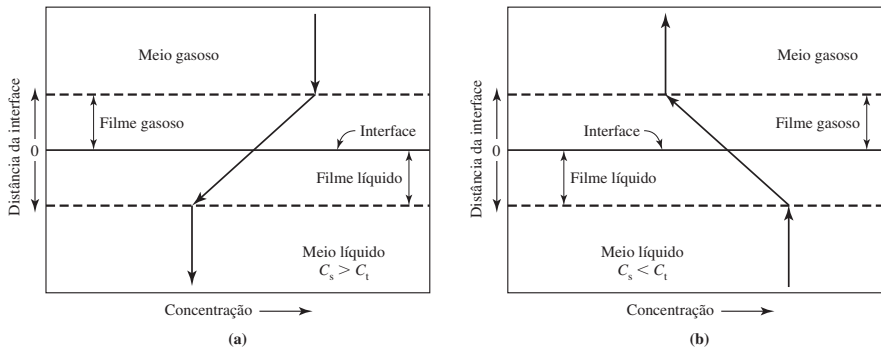


FIGURA 2-2 Modelo dos dois filmes da interface gás-líquido: (a) modo de absorção e (b) modo de dessorção. C_t é a concentração no tempo t . C_s é a concentração de saturação do gás no líquido.

fases (Figura 2-2). Para uma molécula de gás entrar em solução, ela precisa atravessar o meio gasoso, o filme gasoso, o filme líquido e introduzir-se no meio líquido (Figura 2-2a). Para sair do líquido, a molécula do gás precisa fazer o percurso inverso (Figura 2-2b).

A força que impede a movimentação do gás, isto é, a força responsável pela transferência de massa, é o gradiente de concentração: $C_s - C$. Nesta expressão, C_s é a concentração de saturação do gás no líquido e C é a concentração real no meio aquoso. A concentração de saturação é função da temperatura, da pressão e da concentração na fase gasosa (ou a concentração na fase líquida, dependendo da fase de origem do gás). Quando C_s é maior do que C , então o gás entra em solução. Quando C é maior do que C_s , o gás volatiliza. Logo, C_s pode ser calculada utilizando-se a relação da constante de Henry, conforme demonstrado.

A taxa de transferência de massa pode ser descrita segundo a equação:

$$\frac{dC}{dt} = k_a(C_s - C) \quad (2-60)$$

onde k_a é a constante de velocidade, ou coeficiente de transferência de massa (tempo^{-1}). Em um reator em batelada, a Equação 2-60 pode ser reescrita como:

$$r_c = k_a(C_s - C) \quad (2-61)$$

A diferença entre a concentração de saturação e a concentração real, $C_s - C$, é chamada de déficit. Uma vez que a concentração de saturação é constante com a temperatura e a pressão, esta reação é de primeira ordem.

Integrando-se a equação acima:

$$\ln\left(\frac{C_s - C_t}{C_s - C_0}\right) = k_a t \quad (2-62)$$

onde C_t é a concentração do gás na fase aquosa, no tempo t .

EXEMPLO 2-17

Uma gota de chuva em queda não contém oxigênio dissolvido. A concentração de saturação do oxigênio na gota é $9,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Se, após cair por 2 s, a concentração de oxigênio na gota é $3,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, por quanto tempo ela deve continuar o seu percurso de queda para que a quantidade de oxigênio dissolvido atinja $8,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$? Assumir que a troca de oxigênio segue uma reação de primeira ordem.

Solução Começamos calculando o déficit aos 2 s. Na concentração de $8,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$:

$$\text{Déficit aos } 2 \text{ s} = 9,20 - 3,20 = 6,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\text{Déficit no tempo } t \text{ s} = 9,20 - 8,20 = 1,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Utilizando a forma integral da equação da velocidade de primeira ordem, na Tabela 2-5, e levando em conta que a velocidade da mudança é proporcional ao déficit e, portanto, $[A] = (C_s - C)$ e que $[A]_0 = (9,20 - 0,0)$, temos:

$$\ln\left(\frac{6,00}{9,20}\right) = -k(2,00 \text{ s})$$

$$k = 0,214 \text{ s}^{-1}$$

Com este valor de k , podemos calcular o valor de t .

$$\ln\left(\frac{9,20 - 8,2}{9,20}\right) = -(0,214 \text{ s}^{-1})(t)$$

$$t = 10,4 \text{ s}$$

As reações na interface sólido-líquido. Segundo Werner Stumm, considerado por muitos o pai da química ambiental, a composição do meio ambiente é controlada, sobretudo, por reações que ocorrem naturalmente na interface entre a água e sólidos. A importância das reações envolvendo sólidos ficou evidente quando analisamos anteriormente a dissolução de minerais. A disponibilidade de nutrientes vegetais nos solos e nas águas é controlada por reações na interface solo-água. Mas esses tipos de reações também são relevantes para melhor compreender como inibir a corrosão e desenvolver novos equipamentos, como sensores químicos, semicondutores e membranas mais eficientes no tratamento da água.

As reações na interface sólido-líquido são heterogêneas, isto é, são reações nas quais os reagentes e catalisadores estão em fases diferentes. Os óxidos metálicos, que representam um bom exemplo de catalisador natural heterogêneo, atuam adsorvendo um dos reagentes. Muitas das reações que ocorrem nesta interface dependem da área superficial reativa do material sólido e da composição das superfícies minerais.

2-3 A QUÍMICA ORGÂNICA

Os temas abordados até agora se concentraram na química inorgânica. Contudo, é preciso examinar a química orgânica, uma vez que a ciência ambiental é, em síntese, uma das ciências biológicas. Como vimos, os compostos orgânicos, isto é, as substâncias formadas por carbono e hidrogênio, são gerados na natureza ou antropogenicamente (mediante reações desenvolvidas e aperfeiçoadas pelo homem). Este grupo vasto e diversificado de substâncias tem grande importância, já que esses compostos formam a base da vida na Terra. Os compostos orgânicos têm aplicações das mais variadas. São utilizados como inseticidas, herbicidas, hormônios e antibióticos, por exemplo, e podem exercer efeitos muito destrutivos no meio ambiente.

As abordagens para a classificação dos compostos orgânicos os dividem em grupos. Por exemplo, é possível agrupá-los de acordo com os tipos de ligação C–C que apresentam. Os alcanos são compostos cujos átomos de carbono estão unidos por ligações simples. Nos alcenos, há dois carbonos unidos por uma ligação dupla, ao passo que os alcinos, muito reativos, têm uma ligação tripla entre átomos de carbono. Em um alcano, os átomos de carbono em uma ligação simples compartilham dois elétrons. Nos alcenos, os carbonos unidos por uma ligação dupla compartilham quatro, e nos alcinos, onde existe uma ligação tripla entre carbonos, os elétrons compartilhados são seis.

TABELA 2-6 A nomenclatura dos alcanos

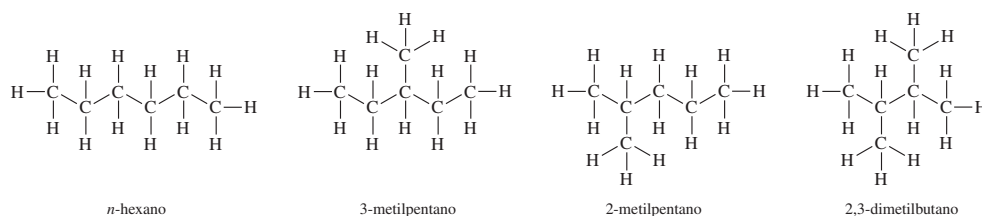
Fórmula molecular	Nome segundo a IUPAC
CH_4	metano
C_2H_6	etano
C_3H_8	propano
C_4H_{10}	butano
C_5H_{12}	pentano
C_6H_{14}	hexano
C_7H_{16}	heptano
C_8H_{18}	octano
C_9H_{20}	nonano
$\text{C}_{10}\text{H}_{22}$	decano

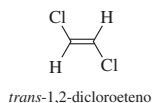
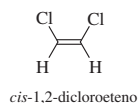
Os alcanos, os alcenos e os alcinos

Os alcanos, também chamados de parafinas, ou hidrocarbonetos alifáticos, têm fórmula geral $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$. Os átomos de carbono neste grupo de compostos estão unidos por ligações simples. A nomenclatura adotada pela União Internacional de Química Pura e Aplicada, a IUPAC, é mostrada na Tabela 2-6. O sufixo *-ano* é utilizado para distingui-los de outros compostos. Os alcanos podem ter cadeia linear, ramificada ou cíclica. Alguns (como outros compostos orgânicos) têm fórmula molecular idêntica, mas fórmulas estruturais distintas. Estes compostos são chamados de **isômeros estruturais**. Por exemplo, o *n*-hexano, o 2-metilpentano, o 3-metilpentano e o 2,3-dimetilbutano têm a mesma fórmula molecular, C_6H_{14} , mas diferentes fórmulas estruturais (Figura 2-3). Já o ciclo-hexano, que tem seis carbonos, não é isômero estrutural dos outros hexanos listados, já que sua fórmula molecular é C_6H_{12} .

Vimos que os alcenos (C_nH_{2n}) têm ao menos uma ligação dupla. A nomenclatura destes compostos é semelhante à dos alcanos, exceto pelo uso do sufixo *-eno*. A nomenclatura comum adota o sufixo *-ileno*. Por exemplo, segundo a IUPAC o nome do C_2H_4 é *eteno*, mas o seu nome comum é *etileno*. Diferentemente dos alcanos, os alcenos têm isômeros geométricos, porque a $\text{C}=\text{C}$ é rígida (isto é, ela não sofre rotação). São os isômeros *cis* e *trans*. Por exemplo, o dicloroeteno (DCE), contaminante de águas subterrâneas muito utilizado como solvente industrial, tem duas formas, o *cis*-DCE e o *trans*-DCE (Figura 2-4).

Os alcinos (C_nH_n) têm nomenclatura semelhante à dos alcanos e alcenos, mas o sufixo usado é *-ino*, determinado pela IUPAC. A nomenclatura comum utiliza o termo *acetileno* como base para os nomes de outros alcinos. Por exemplo, $\text{H}_3\text{C}-\text{C}\equiv\text{C}-\text{CH}_3$ é chamado de dimetilacetileno. Os alcinos são altamente reativos e oferecem grande risco de explosão. Todavia, de modo geral estes compostos não têm muita relevância ambiental, por conta de não persistirem no meio ambiente por muito tempo.

**FIGURA 2-3** Os isômeros estruturais e os nomes do C_6H_{14} segundo a IUPAC.

**FIGURA 2-4**

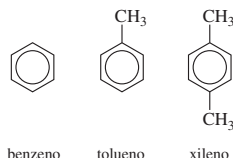
O cis-1,2-dicloroeteno e o trans-1,2-dicloroeteno.

**FIGURA 2-5**

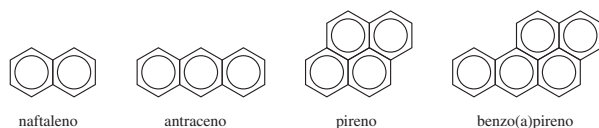
As estruturas de ressonância de Kekulé para o benzeno.

**FIGURA 2-6**

A representação simplificada do anel aromático segundo Robinson.

**FIGURA 2-7**

Os compostos chamados de BTX.

**FIGURA 2-8** Alguns exemplos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Os compostos arila, ou aromáticos

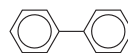
Os compostos aromáticos são cíclicos e apresentam ligações duplas alternadas. Estas substâncias têm o que é chamado de estrutura de ressonância, na qual todos os carbonos no anel compartilham os elétrons da ligação π . No entanto, este compartilhamento muitas vezes não é uniforme, o que torna o anel aromático ligeiramente polar. O benzeno (C_6H_6) é o composto aromático mais simples. A Figura 2-5 mostra uma molécula de benzeno e sua estrutura de ressonância de Kekulé. Devido ao compartilhamento de elétrons da ligação π , que gera uma espécie de “nuvem” de elétrons em torno dos átomos de carbono, o símbolo químico mostrado na Figura 2-6, chamado de símbolo de Robinson, também é usado para representar o benzeno. Os átomos de hidrogênio estão ligados aos átomos de carbono.

Entre os muitos compostos aromáticos com importância ambiental, três classes se destacam: os hidrocarbonetos benzênicos (entre os quais o benzeno, o tolueno e o xileno, reunidos sob a sigla BTX), os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, HPAs (ou PAHs, do inglês *polycyclic aromatic hydrocarbons*), e as bifenilas policloradas (PCBs, *polychlorinated biphenyls*). Os compostos que formam a primeira classe, os BTX (mostrados na Figura 2-7), compõem a gasolina e são encontrados em solos contaminados com este combustível. O segundo grupo, os HPAs, é uma classe de compostos com anéis benzênicos combinados presentes em muitos derivados do petróleo, e também formados a partir da combustão incompleta de outros hidrocarbonetos. As propriedades carcinogênicas de alguns destes compostos despertam muitas preocupações de caráter ambiental. Alguns HPAs são mostrados na Figura 2-8. A Figura 2-9 ilustra compostos bifenilas, os quais são formados por dois anéis benzenicos unidos por uma ligação covalente simples.

As bifenilas policloradas (PCBs) são compostos bifenila contendo átomos de cloro (entre um e cinco átomos de cloro ligados a cada anel aromático), em substituição aos átomos de hidrogênio. As PCBs foram produzidas nos Estados Unidos até 1978. Por serem pouco inflamáveis, eram amplamente utilizadas na formulação de óleos para transformadores elétricos e na fabricação de papel de cópia carbono, isolamentos elétricos e tintas. Apesar dos indícios de que as bifenilas não sejam inerentemente tóxicas, a cloração destas substâncias eleva a toxicidade e o potencial carcinogênico. De modo geral, quanto maior o grau de cloração, mais **recalcitrante** o composto (isto é, menos biodegradável). Embora sejam proibidas há mais de 20 anos, as PCBs detectadas ainda hoje no ambiente continuam sendo um problema.

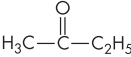
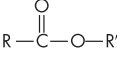
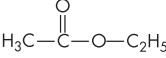
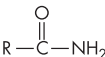
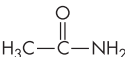
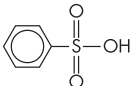
Os grupos funcionais e as classes de compostos

A presença de elementos químicos ou grupos destes na estrutura básica dos hidrocarbonetos incide nas propriedades destes compostos, de forma expressiva. Por exemplo, a substituição de um hidrogênio no etano por um grupo funcional hidroxila ($-OH$) transforma a substância, de um gás insolúvel em um líquido solúvel em água, o etanol. Grupos funcionais nada mais são do que combinações específicas de átomos em moléculas orgânicas. Os grupos funcionais mais comuns são listados na Tabela 2-7.

**FIGURA 2-9**

Dois anéis aromáticos unidos por uma ligação covalente. Esta é a unidade básica dos compostos bifenila.

TABELA 2-7 Os grupos funcionais mais comuns e exemplos de compostos que os contêm

Grupo funcional ^a		Exemplo	
Nome	Estrutura química	Nome	Estrutura
Álcool	R—OH (em um grupo alquila)	etanol	H ₃ C—CH ₂ OH
Fenol	R—OH (em um grupo arila)	fenol	
Aldeído		acetaldeído	
Cetona		metiletilcetona	
Éster		metiletiléster	
Éter	R—O—R'	metiletiléter	H ₃ C—O—C ₂ H ₅
Amina	R—C—NH ₂	metilamina	H ₃ C—NH ₂
Amida		metilamida	
Mercaptano	R—SH	metilmercaptano	CH ₃ SH
Haletos	R—(Cl, Br, I ou F)	clorofórmio	CHCl ₃
Ácido sulfônico	R—SO ₃ H	ácido benzenossulfônico	

^a R representa um grupo funcional ou um átomo de hidrogênio.

2-4 A QUÍMICA DA ÁGUA

A água está presente em todos os ecossistemas. Por essa razão, suas propriedades exercem um papel expressivo nos processos ambientais.

As propriedades físicas da água

As propriedades físicas básicas da água mais relevantes no contexto das ciências ambientais são a densidade e a viscosidade. A densidade é uma medida da concentração da matéria, e é expressa de três maneiras:

- 1. Massa específica, ρ .** A massa específica, ou densidade, é dada pela massa por unidade de volume. É medida em quilogramas por metro cúbico (**kg · m⁻³**). A Tabela A-1, no Apêndice, apresenta a variação da densidade em função da temperatura para a água livre de ar dissolvido. As impurezas dissolvidas ou em suspensão alteram a densidade da água proporcionalmente a suas concentrações e densidades individuais. No contexto da maioria das aplicações nas ciências ambientais, é comum ignorarmos o aumento de densidade da água devido à presença de impurezas. No entanto, os cientistas e engenheiros ambientais não podem desprezar a densidade da matéria quando lidam com suspensões e soluções muito concentradas, como lodos espessos ou soluções-padrão de reagentes como o óxido de cálcio (utilizado na purificação da água), ou em águas oceânicas ou estuarinas.
- 2. Peso específico, γ .** O peso específico é definido como o peso (a força) por unidade de volume, medido em quilonewtons por metro cúbico (**kN · m⁻³**). O peso específico de um

fluido está relacionado a sua densidade mediante a aceleração da gravidade, g , cujo valor é $9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$.

$$\gamma = \rho g \quad (2-63)$$

3. Gravidade específica, S . A gravidade específica é dada pela fórmula:

$$S = \frac{\rho}{\rho_0} = \frac{\gamma}{\gamma_0} \quad (2-64)$$

onde o índice zero subscrito representa a densidade da água a $3,98^\circ\text{C}$, isto é, $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, e o peso específico da água, $9,81 \text{ kN} \cdot \text{m}^{-3}$.

Para fins de aproximação, a densidade da água nas temperaturas mais comuns é considerada $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (ou $1 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$).

4. Viscosidade. Todas as substâncias, inclusive os líquidos, têm uma espécie de atrito interno, uma resistência ao movimento. Examinemos alguns líquidos comuns, como a água, a glicose de milho e melaço. Os dois últimos são muito mais **viscosos** do que a água, isto é, escoam com mais dificuldade. Por outro lado, se você pousar uma bolinha de gude na superfície de cada um destes líquidos, verá que a bolinha na água afunda mais rapidamente. Quanto maior a viscosidade de um fluido, maior o atrito entre ele e uma superfície e, portanto, maior a dificuldade de bombeá-lo, por exemplo. Na verdade, a viscosidade é uma medida da fricção, e tem duas formas:

- A **viscosidade dinâmica**, ou viscosidade absoluta, μ , é expressa em massa por unidade de comprimento por unidade de tempo. As unidades são o quilograma por metro segundo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) ou pascal por segundo ($\text{Pa} \cdot \text{s}^{-1}$).
- A **viscosidade cinemática**, ν , é definida como a viscosidade dinâmica dividida pela densidade do fluido em dada temperatura.

$$\nu = \frac{\mu}{\rho} \quad (2-65)$$

A dimensão da viscosidade cinemática é comprimento ao quadrado por tempo, e a unidade é metro quadrado por segundo ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

Os estados das impurezas em solução

As substâncias encontradas na água podem estar dissolvidas, no estado coloidal ou em suspensão. Uma substância dissolvida é aquela que forma uma solução verdadeira (dissolução completa). Ela está dispersa de forma homogênea no líquido. As substâncias dissolvidas podem ser átomos simples ou compostos moleculares complexos. Por exemplo, quando o sal de cozinha é adicionado à água, o sódio dissolvido está na forma Na^+ , sua forma dissociada do NaCl . Em contrapartida, quando o açúcar (glicose) é adicionado à água, a forma dissolvida da substância é $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$. As substâncias dissolvidas estão presentes no líquido, isto é, existe apenas uma fase. A substância não pode ser removida do líquido sem uma mudança de fase, como a destilação, a precipitação, a adsorção ou a extração.

Na **destilação**, o líquido ou a substância dissolvida mudam de fase, passando do estado líquido para o estado gasoso. Essa troca de fases permite a separação de compostos. Na natureza, a destilação ocorre quando a água salgada evapora, deixando os íons sódio e cloro como resíduo e produzindo um vapor livre de cloreto de sódio.

Na **precipitação**, a substância presente na fase líquida se combina com outro composto, formando uma fase sólida e, com isso, separando-se da água. A precipitação ocorre em uma estação de tratamento de água, por exemplo, quando o óxido de cálcio (CaO) é adicionado para remover os íons responsáveis pela dureza da água (sobretudo o cálcio e o magnésio).

A **adsorção** também envolve uma mudança de fase, na qual a substância dissolvida adere à superfície de partículas sólidas. Este processo de adesão se deve à ação de forças atrativas químicas ou físicas. A adsorção tem papel importante no manejo de solos, em cujas partículas íons como o nitrato e o fosfato podem aderir, isto é, serem adsorvidos na superfície delas.

A **extração líquida** retira uma substância contida na água (ou em um sólido) mediante um processo de remoção para outro líquido, isto é, uma mudança de fases, da água para um líquido diferente. A extração líquida é utilizada em alguns processos da engenharia ambiental. Por exemplo, compostos derivados de petróleo, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos podem ser removidos do solo por extração com solventes orgânicos, como o hexano.

Porém, métodos físicos como a filtração, a sedimentação ou a centrifugação não são capazes de remover substâncias dissolvidas. Os filtros de carvão ativado retiram compostos químicos dissolvidos. Mas estes equipamentos não podem ser considerados filtros, na acepção genérica do termo, já que não separam somente as partículas do líquido no qual estão dissolvidas. O mecanismo de atuação destes dispositivos é baseado na adsorção e na absorção de substâncias na superfície do carvão.

Os sólidos em suspensão na verdade não se encontram dissolvidos na fase líquida, e são partículas grandes o bastante para sedimentarem em solução ou serem removidas por filtração. Neste caso, duas fases estão presentes: a fase líquida e a fase de partículas sólidas suspensas. Misturas de um líquido e de partículas suspensas são chamadas de **suspensões**. As menores partículas suspensas oscilam entre 0,1 e 1 μm de diâmetro, valor semelhante às dimensões de uma bactéria típica. No entanto, existem partículas suspensas que podem atingir 100 μm . Na prática, os sólidos suspensos muitas vezes são definidos como sólidos passíveis de filtração em um filtro de fibra de vidro. Por essa razão, são adequadamente chamados de sólidos filtráveis. Os sólidos suspensos podem ser removidos da água utilizando-se métodos químicos como a sedimentação, a filtração e a centrifugação.

As partículas coloidais normalmente são definidas tomando-se como base o seu tamanho, que normalmente está entre 0,001 e 1 μm . Estas partículas se mantêm em suspensão por conta da ação de forças físicas e químicas de atração. O leite é um bom exemplo de suspensão coloidal. As moléculas de gordura não se encontram totalmente dissolvidas, mas mantidas em suspensão por forças atrativas na água, que também compõe o produto. A adição de ácido ao leite (como o vinagre, por exemplo, ou um ácido produzido pela fermentação natural do produto) forma um precipitado sólido. O ácido altera a carga das partículas coloidais, permitindo que se unam e saiam de suspensão. As partículas coloidais podem ser removidas de um líquido utilizando-se processos físicos como a ultracentrifugação ou a filtração por membranas com diâmetro de poro menor do que 0,45 μm . Estas partículas não podem ser removidas por sedimentação, a menos que sejam antes agregadas e, com isso, formem partículas maiores e pesadas o bastante para sedimentarem.

As unidades de concentração em soluções ou suspensões aquosas

As concentrações de soluções podem ser dadas em diversas unidades. Os químicos tendem a utilizar a **molaridade** ou a **molalidade**, mas na prática os cientistas e engenheiros ambientais normalmente adotam as unidades **miligramas por litro ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)**, **partes por milhão (ppm)** ou **porcentagem (em peso)**. Em outros casos, deve-se usar a normalidade.

A **porcentagem em peso**, P , é empregada para expressar concentrações aproximadas de compostos químicos comerciais ou concentrações de sólidos em lodos. O termo especifica o número de gramas de uma substância em 100 g de solução ou de suspensão, e é expresso matematicamente como:

$$P = \frac{W}{W + W_0} \times 100\% \quad (2-66)$$

onde P = porcentagem da substância em peso

W = massa da substância (em gramas)

W_0 = massa do soluto (em gramas)

De modo geral, os resultados analíticos são dados diretamente em massa por volume (concentração), e a unidade é o miligrama por litro ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Nas ciências e na engenharia ambientais, muitas vezes assume-se que uma substância não altera a densidade da água. Essa hipótese é real para solutos diluídos, em temperatura constante, não para soluções concentradas, o ar ou

situações em que a temperatura oscila muito. Contudo, nos casos em que a suposição é válida, podemos assumir que a densidade da água é $1 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$ e realizar a conversão abaixo:

$$\left(\frac{1 \text{ mg soluto}}{\text{L solução}}\right) \left(\frac{1 \text{ L}}{1000 \text{ mL}}\right) \left(\frac{1 \text{ mL}}{\text{g}}\right) \left(\frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}}\right) = \frac{1 \text{ mg}}{10^6 \text{ mg}} = 1 \text{ ppm} \quad (2-67)$$

isto é, $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ corresponde a 1 parte por milhão (ppm). Para soluções muito diluídas, as concentrações expressas em partes por bilhão (ppb) ou partes por trilhão (ppt) podem ser utilizadas. Uma conversão análoga à dada na Equação 2-67 mostra que $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ ppb}$, e que $1 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ ppt}$. Com base nas mesmas hipóteses é possível desenvolver uma conversão de miligramas por litro em porcentagem em peso:

$$\frac{1 \text{ mg}}{\text{L}} \left(\frac{1 \text{ mL}}{\text{g}}\right) \left(\frac{\text{L}}{1000 \text{ mL}}\right) \left(\frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}}\right) = \frac{1 \text{ mg}}{10^6 \text{ mg}} = \frac{1 \text{ mg}}{10^4 (100 \text{ mg})} = 10^{-4} \text{ P} \quad (2-68)$$

ou $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ é igual a $1 \times 10^{-4} \text{ P}$, o que, por sua vez, se traduz em $1\% = 10.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

As concentrações também podem ser expressas em mols por litro (molaridade) ou equivalentes-grama por litro (normalidade). No trabalho com reações químicas, é preciso usar concentrações expressas em molaridade (ver as páginas 36 e 37) ou a normalidade.

A relação entre molaridade e miligramas por litro é

$$\begin{aligned} \text{mg} \cdot \text{L}^{-1} &= \text{molaridade} \times \text{peso molecular} \times 10^3 \\ &= (\text{mol} \cdot \text{L}^{-1})(\text{g} \cdot \text{mol}^{-1})(10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) \end{aligned} \quad (2-69)$$

A **normalidade** é utilizada com frequência em reações redox e de remoção da dureza da água. Ela é definida como o número de equivalentes-grama de uma substância por litro. Os equivalentes-grama são calculados utilizando-se o peso equivalente da substância. O **peso equivalente (PE)** é definido como o peso molecular dividido pelo número de elétrons (n) transferidos nas reações redox ou pelo número de prótons transferidos em reações ácido-base. O valor de n depende de como a molécula reage. Em uma reação ácido-base, n é o número de íons hidrogênio transferidos. Um exemplo ajuda a entender este conceito. Consideremos o ácido sulfúrico, cuja fórmula química é H_2SO_4 . Uma molécula de H_2SO_4 é capaz de doar até dois elétrons para uma base.



Os dois mols de prótons (H^+) liberados por cada mol de ácido sulfúrico dissociado precisam ser aceitos por uma base:



Combinando as Equações 2-70 e 2-71, podemos escrever uma terceira equação.



na qual dois mols de prótons são transferidos a dois mols de hidróxido de sódio (a base). Logo, para o ácido sulfúrico, o número de equivalentes por mol é 2.

Nos problemas envolvendo reações ácido-base, é muito comum utilizar-se pesos equivalentes, em vez de pesos moleculares. Em linguagem simples, o equivalente é o peso molecular dividido pelo número de prótons transferidos. Ainda no exemplo do ácido sulfúrico, vemos que o peso equivalente da substância é o peso molecular ($98,08 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$) dividido por 2, isto é, $49,04 \text{ g} \cdot \text{equivalentes-grama}^{-1}$.

A determinação de n para reações de precipitação é um caso especial das reações ácido-base. Nelas, n é igual ao número de íons hidrogênio necessários para substituir o cátion envolvido na reação de precipitação. Por exemplo, para o CaCO_3 , seriam precisos dois íons hidrogênio para substituir o cálcio, formando H_2CO_3 . Portanto, o número de equivalentes por mol, n , é igual a 2.

Nas reações de oxidação-redução (redox), n é igual ao número de elétrons transferidos. Por exemplo, na reação:



um elétron é transferido. Portanto, n é igual a 1. O peso equivalente do íon ferroso é $55,85 \text{ g} \cdot \text{equivalentes-grama}^{-1}$. É preciso lembrar que é impossível determinar o número de equivalentes-grama sem se conhecer a reação.

A normalidade (N) é o número de equivalentes-grama por litro de solução. A relação entre normalidade e molaridade (M) é dada pela expressão

$$N = nM \quad (2-74)$$

em que n é o número de equivalentes-grama por mol.

EXEMPLO 2-18

O ácido sulfúrico comercial (H_2SO_4) é comumente adquirido como solução a 93% em peso. Calcule a concentração desta solução de H_2SO_4 em miligramas por litro, molaridade, e normalidade. A gravidade específica do H_2SO_4 é 1,839. Admita que a temperatura da solução seja 15°C .

Solução É possível usar a Equação 2-64 para calcular a densidade de uma solução de H_2SO_4 100%.

$$(1000,0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1})(1,839) = 1839 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$$

Utilizando a Tabela A-1 (no Apêndice), descobrimos que, a 15°C , 1,000 L de água pesa 999,103 g. Nesta linha de cálculo, uma solução de H_2SO_4 93% teria densidade igual a:

$$(999,103 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1})(0,07) + (1839 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1})(0,93) = 1780,2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1} \quad \text{ou} \quad 1,8 \times 10^6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

O peso molecular do H_2SO_4 é calculado utilizando-se os valores de pesos atômicos na capa interna deste livro.

Quantidade de átomos (n)	Elemento	Peso atômico (PA)	$n \times \text{PA}$
2	Hidrogênio, H	1,008	2,016
1	Enxofre, S	32,06	32,06
4	Oxigênio, O	15,9994	64,0
Peso molecular			98,08 $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$

A molaridade é calculada com base na Equação 2-69, dividindo a concentração (em gramas por litro) pelo peso molecular (em gramas por mol).

$$\frac{1780,2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}}{98,08 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} = 18,15 \text{ M}$$

A normalidade é calculada com a Equação 2-74, sabendo-se que o H_2SO_4 pode doar dois íons hidrogênio e, portanto, $n = 2$ equivalentes-grama $\cdot \text{mol}^{-1}$

$$N = 18,15 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} (2 \text{ Eq} \cdot \text{mol}^{-1}) = 36,30 \text{ Eq} \cdot \text{L}^{-1} \quad \text{ou} \quad 36,3 \text{ N}$$

EXEMPLO 2-19

Encontre a massa do bicarbonato de sódio (NaHCO_3) que precisa ser adicionada a 1,00 L de água destilada em um balão volumétrico para preparar uma solução 1,0 M do composto. Calcule a normalidade da solução.

Solução O peso molecular do NaHCO_3 é 84. Portanto, a massa necessária pode ser calculada usando-se a Equação 2-69.

$$\text{Concentração} = (1,0 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(84 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}) = 84 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$$

Logo, são necessários 84 g de bicarbonato de sódio para preparar 1 L de solução 1 M do composto. Uma vez que o HCO_3^- é capaz de doar ou aceitar apenas um próton, $n = 1$. A Equação 2-74 mostra que a normalidade desta solução é igual a sua molaridade.

EXEMPLO 2-20

Calcule o peso equivalente das espécies Ca^{2+} , CO_3^{2-} e CaCO_3 .

Solução O peso equivalente foi definido como $\text{PE} = (\text{peso atômico ou molecular})/n$, onde n é o estado de oxidação, ou o número de elétrons ou de íons hidrogênio transferidos na reação estudada. As unidades do PE são gramas por equivalente-grama, ($\text{g} \cdot \text{g-Eq}^{-1}$), ou miligramas por miliequivalente, ($\text{mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$).

Para o cálcio, n é igual a o seu estado de oxidação na água, 2. A tabela na capa interna do livro informa que o peso atômico do Ca^{2+} é $40,08 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$. Logo, o peso equivalente é:

$$\text{PE} = \frac{40,08}{2} = 20,04 \text{ g} \cdot \text{g-Eq}^{-1} \quad \text{ou} \quad 20,04 \text{ mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$$

Para o íon carbonato (CO_3^{2-}), $n = 2$, já que o carbonato pode aceitar dois prótons (H^+). O peso molecular é calculado segundo a tabela abaixo.

Quantidade de átomos (n)	Elemento	Peso atômico (PA)	$n \times \text{PA}$
1	Carbono, C	12,01	12,01
3	Oxigênio, O	15,9994	48,0
	Peso atômico		$60,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$

Com isso, o peso equivalente é:

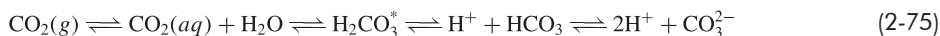
$$\text{PE} = \frac{60,01 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{2 \text{ g-Eq} \cdot \text{mol}^{-1}} = 30,01 \text{ g} \cdot \text{g-Eq}^{-1} \quad \text{ou} \quad 30,01 \text{ mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$$

No CaCO_3 , $n = 2$, porque dois íons hidrogênio são necessários para substituir o cátion Ca^{2+} e formar ácido carbônico (H_2CO_3). O seu peso molecular é igual à soma do peso atômico do Ca^{2+} e o peso molecular do CO_3^{2-} e, portanto, é $40,08 + 60,01 = 100,09$. O seu peso equivalente é:

$$\text{PE} = \frac{100,09 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}}{2 \text{ g-Eq} \cdot \text{mol}^{-1}} = 50,05 \text{ g} \cdot \text{g-Eq}^{-1} \quad \text{ou} \quad 50,05 \text{ mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$$

Os tampões

Uma solução que resiste a grandes variações de pH durante a adição de um ácido ou de uma base, ou quando é diluída, é chamada de **tampão**. Uma solução contendo um ácido fraco e o seu sal é um exemplo de tampão. O dióxido de carbono atmosférico (CO_2) produz um tampão natural, segundo as reações:



onde H_2CO_3^* = “ácido carbônico” = ácido carbônico real (H_2CO_3) e dióxido de carbono (CO_2 (aq)) dissolvido, os quais não podem ser distinguidos analiticamente.

HCO_3^- = íon bicarbonato

CO_3^{2-} = íon carbonato

Talvez este seja o sistema tampão em água mais importante. Ele será citado várias vezes neste livro, como sistema tampão carbonato.

Antes de continuarmos a examinar o tamponamento de águas naturais, vamos revisar alguns aspectos básicos da química dos carbonatos. Vimos que o ácido carbônico se dissocia, formando o íon bicarbonato:



Logo, é possível escrever a equação do equilíbrio como:

$$\frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} = 10^{-6,35} \quad (2-77)$$

De modo análogo, o bicarbonato atua como um ácido de Brønsted-Lowry, dissociando-se para formar carbonato.



Como vemos, é possível escrever uma expressão de equilíbrio, desta vez, para o bicarbonato.

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10,33} \quad (2-79)$$

Em um sistema fechado, onde a concentração da espécie carbonato é constante, temos:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] = C_T \quad (2-80)$$

Substituindo os termos bicarbonato e carbonato por expressões relativas ao ácido carbônico, podemos escrever uma expressão para a concentração do ácido carbônico expressa em pH.

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = C_T \left(1 + \frac{K_{a1}}{[\text{H}^+]} + \frac{K_{a1} K_{a2}}{[\text{H}^+]^2} \right)^{-1} \quad (2-81)$$

As relações abaixo são verdadeiras:

- (a) $\text{pH} < \text{p}K_{a1} < \text{p}K_{a2}$; $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*] \approx \log C_T$
 $d(\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*])/d(\text{pH}) = 0$ e a linha de $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$ pode ser representada por uma linha reta com inclinação igual a zero.
- (b) $\text{p}K_{a1} < \text{pH} < \text{p}K_{a2}$; $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*] \approx \text{p}K_{a1} + \log C_T - \text{pH}$
 $d(\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*])/d(\text{pH}) = 0$ e a linha de $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$ pode ser representada por uma linha reta com inclinação igual a -1 .
- (c) $\text{p}K_{a1} < \text{p}K_{a2} < \text{pH}$; $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*] \approx \text{p}K_{a1} + \text{p}K_{a2} + \log C_T - 2\text{pH}$
 $d(\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*])/d(\text{pH}) = 0$ e a linha de $\log[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$ pode ser representada por uma linha reta com inclinação igual a -2

É possível desenvolver relações semelhantes para o HCO_3^- e o CO_3^{2-} , de maneira a representar o log da concentração de cada espécie. Após, representamos estas relações em um gráfico log-log do logaritmo da concentração *versus* pH, como mostra a Figura 2-10.

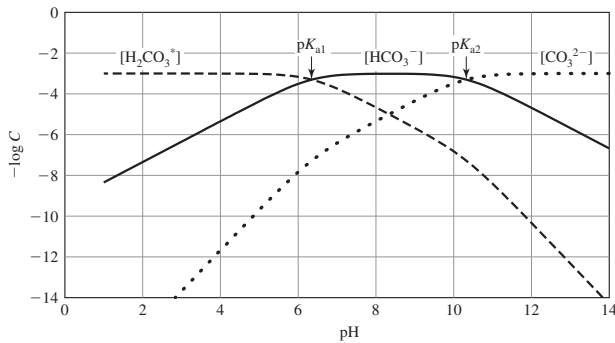


FIGURA 2-10 Gráfico pC ($-\log C$) vs. pH para o sistema carbonato. ($T = 25^\circ\text{C}$, $pK_{a1} = 6,35$, $pK_{a2} = 10,33$).

EXEMPLO 2-21

O pH medido de uma água é 7,5. A concentração de bicarbonato é $1,3 \times 10^{-3}$ M. Quais são as concentrações do carbonato, do ácido carbônico e C_T (Equação 2.80)? Suponha que o sistema é fechado.

Solução Este problema pode ser resolvido utilizando-se as expressões dadas.

$$pK_{a1} = \frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} = 10^{-6,3}$$

e

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10,33}$$

Resolvendo para $[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$, obtemos

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = \frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{pK_{a1}} = \frac{(1,3 \times 10^{-3})(10^{-7,5})}{10^{-6,3}} = 8,2 \times 10^{-5} \text{ M}$$

Resolvendo para $[\text{CO}_3^{2-}]$, obtemos

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{pK_{a2}[\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}^+]} = \frac{(10^{-10,33})(1,3 \times 10^{-3})}{10^{-7,5}} = 1,9 \times 10^{-6} \text{ M}$$

$$\begin{aligned} C_T &= [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] = 8,2 \times 10^{-5} + 1,3 \times 10^{-3} + 1,9 \times 10^{-6} \\ &= 1,384 \times 10^{-3} \text{ M} \approx 1,4 \times 10^{-3} \text{ M} \end{aligned}$$

Como mostra a Equação 2-75, o CO_2 em solução está em equilíbrio com o CO_2 (g) atmosférico. Qualquer mudança nos componentes do sistema para a direita, no sentido do $\text{CO}_2(aq)$ faz com que o $\text{CO}_2(g)$ seja liberado pela solução, ou se dissolva. Se isto for verdadeiro, isto é, se o sistema for aberto, a concentração de H_2CO_3^* não varia com o pH, mas C_T muda. Se este for o caso, o gráfico $\log C$ versus pH será muito diferente. Um gráfico típico é mostrado na Figura 2-11.

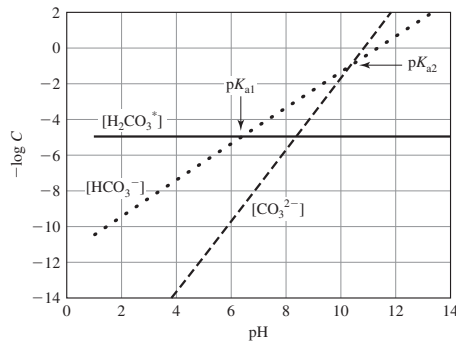


FIGURA 2-11 Diagrama pC ($-\log C$) vs. pH para o sistema carbonato ($T = 25^\circ\text{C}$, $pK_{a1} = 6,35$, $pK_{a2} = 10,33$; $K_H = 10^{-1,5} \text{ M} \cdot \text{atm}^{-1}$; $P_{\text{CO}_2} = 10^{-3,5} \text{ atm}$).

EXEMPLO 2-22

O pH medido de uma água é 7,5. Quais são as concentrações de carbonato, bicarbonato e ácido carbônico? Qual é o valor de C_T ? Suponha que o sistema seja aberto e a temperatura seja 25°C . A constante de Henry do dióxido de carbono é $10^{-1,47} \text{ M} \cdot \text{atm}^{-1}$ nesta temperatura. A pressão parcial do dióxido de carbono é $10^{-3,53} \text{ atm}$.

Solução As relações usadas no problema anterior são válidas para este problema. Uma vez que temos a pressão parcial do dióxido de carbono e a constante de Henry, é possível calcular a concentração de ácido carbônico utilizando a relação:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = K_H P_{\text{CO}_2} = (10^{-1,47} \text{ M} \cdot \text{atm}^{-1})(10^{-3,53} \text{ atm}) = 10^{-5,0} \text{ M}$$

$$pK_{a1} = \frac{[\text{HCO}_3^-][\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} = 10^{-6,3}$$

e

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10,33}$$

Resolvendo para $[\text{HCO}_3^-]$

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]pK_{a1}}{[\text{H}^+]} = \frac{(1,0 \times 10^{-5})(10^{-6,3})}{10^{-7,5}} = 1,6 \times 10^{-4} \text{ M}$$

Resolvendo para $[\text{CO}_3^{2-}]$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{pK_{a2}[\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}^+]} = \frac{(10^{-10,33})(1,58 \times 10^{-4})}{10^{-7,5}} = 2,3 \times 10^{-7} \text{ M}$$

$$\begin{aligned} C_T &= [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] = 1,0 \times 10^{-5} + 1,6 \times 10^{-4} + 2,3 \times 10^{-7} \\ &= 1,70 \times 10^{-4} \text{ M} \approx 1,7 \times 10^{-4} \text{ M} \end{aligned}$$

A capacidade de um sistema tampão de resistir a uma variação no pH é medida com a adição de um ácido ou de uma base e aplicando-se a **lei de ação das massas** (também chamada de princípio de Le Châtelier). Por exemplo, se um ácido é adicionado ao sistema, a concentração do íon hidrogênio aumenta, e ele sai do equilíbrio. Para atingi-lo, o carbonato se combina com

Caso I: o sistema é aberto**Um ácido é adicionado ao sistema tampão carbonato.^a**

A reação se desloca para a esquerda, à medida que o H_2CO_3^* é formado quando o H^+ e o HCO_3^- reagem.^b O CO_2 é liberado na atmosfera.

Ocorre uma ligeira queda no pH, por conta da disponibilidade de H^+ livre (a quantidade envolvida depende da capacidade tamponante).

Caso II: o sistema é aberto**Uma base é adicionada ao sistema tampão carbonato.**

A reação se desloca para a direita.

O CO_2 da atmosfera se dissolve em solução.

Ocorre uma ligeira elevação no pH, porque o H^+ se combina com o OH^- (a quantidade envolvida depende da capacidade tamponante).

Caso III: o sistema é aberto**O CO_2 é borbulhado no sistema tampão carbonato.**

A reação se desloca para a direita, porque o H_2CO_3^* é formado quando o CO_2 e a H_2O reagem.

O CO_2 se dissolve em solução.

O pH diminui.

Caso IV: o sistema é aberto**O sistema tampão carbonato é lavado para retirar o CO_2 .**

A reação se desloca para a esquerda, formando mais H_2CO_3^* , para compensar a quantidade removida por lavagem.

O CO_2 é retirado de solução.

O pH sobe.

^a Consulte a Equação 2-75.

^b O asterisco na fórmula do H_2CO_3^* indica a soma do CO_2 e do H_2CO_3 em solução.

FIGURA 2-12 Comportamento do sistema tampão carbonato com a adição de ácidos e bases ou com a adição e remoção de CO_2 .

os prótons livres do bicarbonato. Este reage, formando mais ácido carbônico que, por sua vez, dissocia-se em CO_2 e água. Em sistemas abertos, esse excesso de CO_2 é liberado na atmosfera. Em outro cenário, a adição de uma base consome íons hidrogênio e o sistema se desloca para a direita, com o CO_2 sendo repostado pela atmosfera. Quando o CO_2 é borbulhado no sistema ou removido mediante passagem de um gás inerte, como o nitrogênio, por exemplo, pelo líquido (um processo chamado de lavagem – *stripping*, em inglês), ocorre uma mudança mais expressiva no pH, porque a atmosfera deixa de ser uma fonte ou um sumidouro de CO_2 . A Figura 2-12 resume as situações de um sistema tampão carbonato em resposta a adição de ácido ou base, ou adição e remoção de CO_2 . Os dois primeiros casos (I e II) são comuns em cenários naturais, quando as reações avançam por períodos muito longos. Os casos III e IV não são habituais nesses ambientes, mas podem ocorrer em sistemas criados pelo homem. Por exemplo, em uma estação de tratamento de água, é possível alterar as reações a uma velocidade maior do que aquela em que o CO_2 é fornecido pela atmosfera.

A capacidade tamponante. Muitas vezes é preciso conhecer a capacidade da água de resistir a mudanças no pH com a adição de um ácido ou de uma base. Esta propriedade é chamada de **capacidade tamponante**. Os químicos que estudam a água usam o termo **alcalinidade** para descrever a capacidade da água de resistir a mudanças no pH com a adição de um ácido. Por esta razão, ela também é chamada de **capacidade neutralizante ácida**. Já a **acidez** descreve a capacidade da água de resistir a mudanças no pH frente à adição de uma base. Portanto, esta característica é denominada **capacidade neutralizante básica**.

A alcalinidade. A alcalinidade é definida como a soma de todas as bases tituláveis em um pH de aproximadamente 4,5. É expressa em equivalentes por litro ou em normalidade (N). Em laboratório, a alcalinidade é determinada considerando-se a quantidade de ácido necessária para reduzir o pH de uma amostra de água a 4,5. Na maior parte das águas doces, os únicos ácidos ou bases fracos que contribuem com a alcalinidade são o bicarbonato (HCO_3^-), o carbonato (CO_3^{2-}),

o H^+ e a OH^- . Já em águas oceânicas, a espécie bromato também desempenha um papel significativo na determinação da alcalinidade. O H^+ total capaz de ser neutralizado pela água contendo sobretudo espécies carbonatadas é:

$$\text{Alcalinidade} = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (2-82)$$

onde [] indica as concentrações em mols por litro. Na maioria das águas naturais, (pH 6 a 8), a OH^- e o H^+ são desprezíveis, portanto:

$$\text{Alcalinidade} \approx [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] \quad (2-83)$$

Observe que $[CO_3^{2-}]$ é multiplicado por 2, porque o íon aceita dois prótons. Se escrevêssemos a Equação 2-83 utilizando a *normalidade* em lugar da molaridade, a Equação 2-82 ficaria:

$$\text{Alcalinidade} = (HCO_3^-) + (CO_3^{2-}) + (OH^-) - (H^+) \quad (2-84)$$

onde () representa as concentrações expressas em normalidade.

As reações ácido-base envolvidas são:



Os valores de pK permitem obter algumas relações interessantes. As mais importantes são:

1. Em valores de pH abaixo de 4,5, a única espécie de carbonato presente em quantidade relevante é o H_2CO_3 , e a concentração de OH^- pode ser desprezada. Uma vez que o ácido carbônico não contribui com a alcalinidade, ela é negativa (devido ao H^+). Esta água não teria a capacidade de neutralizar ácidos, e qualquer quantidade de ácido adicionada, por menor que fosse, resultaria em uma redução expressiva no pH.
2. Na faixa de pH que vai de 7 a 8,3, o HCO_3^- predomina sobre o carbonato, e a concentração de H^+ é praticamente igual à do OH^- (porém, as duas são pequenas, em comparação com a concentração do HCO_3^-). Neste caso a alcalinidade equivale à concentração de HCO_3^- .
3. Em valores de pH maiores do que 12,3, a espécie carbonatada predominante é o CO_3^{2-} , a concentração do H^+ pode ser desprezada, e a concentração da OH^- não pode ser ignorada. A alcalinidade é igual a $2[CO_3^{2-}] + [OH^-]$.

Na engenharia e nas ciências ambientais, precisamos diferenciar águas alcalinas de águas com alta alcalinidade. Uma água é dita alcalina quando tem pH maior do que 7. Em contrapartida, a característica definidora de uma água com alta alcalinidade é a capacidade tamponante elevada. Uma água alcalina pode, ou não, ter capacidade tamponante alta. De modo análogo, uma água com alcalinidade alta talvez não tenha pH elevado.

Por convenção, a alcalinidade não é expressa em molaridade, a exemplo das equações acima. Entretanto, ela pode ser expressa em **miligramas de $CaCO_3$ por litro**, ou em normalidade ($Eq \cdot L^{-1}$). Para converter as concentrações dos íons em miligramas de $CaCO_3$ por litro, multiplique o número de miligramas por litro da espécie pela relação entre o peso equivalente de $CaCO_3$ e o peso equivalente da espécie (PE).

$$\text{Miligramas de } CaCO_3 \text{ por litro} = (\text{miligramas da espécie por litro}) \left(\frac{PE \text{ do } CaCO_3}{PE \text{ da espécie}} \right) \quad (2-85)$$

Com isso, a alcalinidade é determinada conforme vimos acima, exceto pelo fato de que, ao invés de utilizarmos a normalidade, as concentrações em unidades de miligramas de $CaCO_3$ por litro são adicionadas ou subtraídas.

EXEMPLO 2-23

Um volume de água contém $100,0 \text{ mg} \cdot L^{-1} CO_3^{2-}$ e $75,0 \text{ mg} \cdot L^{-1} HCO_3^-$ em pH 10 e $T = 25^\circ C$. Calcule a alcalinidade exata desta solução. Apresente uma estimativa da alcalinidade ignorando as espécies químicas apropriadas.

Solução Primeiro, converta o CO_3^{2-} , o HCO_3^- , o H^+ e a OH^- em miligramas por litro de CaCO_3 . Lembre que você tem as concentrações de carbonato e de bicarbonato em miligramas por litro de cada espécie e as concentrações do H^+ e da OH^- em unidades molares.

Os pesos equivalentes são:

$$\text{CO}_3^{2-}: \text{PM} = 60, n = 2, \text{PE} = 30$$

$$\text{HCO}_3^-: \text{PM} = 61, n = 1, \text{PE} = 61$$

$$\text{H}^+: \text{PM} = 1, n = 1, \text{PE} = 1$$

$$\text{OH}^-: \text{PM} = 17, n = 1, \text{PE} = 17$$

e as concentrações de H^+ e de OH^- são calculadas sabendo-se que $\text{pH} = 10$ e, portanto, $[\text{H}^+] = 10^{-10} \text{ M}$. Utilizando a Equação 2-69, temos:

$$[\text{H}^+] = (10^{-10} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(1 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) = 10^{-7} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

A Equação 2-37 dá:

$$[\text{OH}^-] = \frac{K_w}{[\text{H}^+]} = \frac{10^{-14}}{10^{-10}} = 10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

e

$$[\text{OH}^-] = (10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(17 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(10^3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) = 1,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Agora, as concentrações em miligramas de CaCO_3 por litro são calculadas utilizando-se a Equação 2-85 e considerando-se o peso equivalente do CaCO_3 igual a 50.

$$\text{CO}_3^{2-} = 100,0 \times \left(\frac{50}{30} \right) = 167 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

$$\text{HCO}_3^- = 75,0 \times \left(\frac{50}{61} \right) = 61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

$$\text{H}^+ = 10^{-7} \times \left(\frac{50}{1} \right) = 5 \times 10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

$$\text{OH}^- = 1,7 \times \left(\frac{50}{17} \right) = 5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

A alcalinidade exata (em miligramas de CaCO_3 por litro) é:

$$\text{Alcalinidade} = 61 + 167 + 5,0 - (5 \times 10^{-6}) = 233 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

2-5 A QUÍMICA DOS SOLOS

Embora o solo aparentemente não tenha tanta importância e, portanto, não seja tão valorizado quanto a água e o ar, a vida neste planeta não existiria sem ele. O solo tem papel essencial na produção de alimentos, na manutenção dos equilíbrios de carbono, nitrogênio e fósforo, e na produção de materiais de construção.

No âmbito da química, a matriz do solo é uma mistura de rochas e minerais intemperizados. Também estão presentes matéria orgânica vegetal e animal em decomposição (húmus e detritos) e organismos pequenos como plantas, animais e bactérias, além de água e ar. Normalmente, um solo típico contém 95% de matéria mineral e 5% de matéria orgânica, embora a faixa de variação altere consideravelmente.

As concentrações de compostos químicos no solo são dadas em unidades de massa: partes por milhão, miligramas por quilograma, ou microgramas por quilograma. Estas variam com a

quantidade de um composto presente em uma unidade de massa de solo (normalmente o quilograma). Por exemplo, em problemas que envolvem o carbono, a concentração normalmente é dada em porcentagem, porque este elemento químico contribui com entre 1% e 25% do material formador do solo. Quando o problema envolve as concentrações de nutrientes (por exemplo, o nitrogênio, o fósforo, etc.), a unidade miligrama por quilograma é a mais utilizada. Já as concentrações de resíduos sólidos perigosos, as quais de modo geral são muito baixas, usam-se unidades como partes por bilhão ou microgramas por quilograma.

A movimentação de nutrientes iônicos como os nitratos, a amônia e os fosfatos é governada por reações de troca iônica. Por exemplo, os íons sódio aderem à superfície do solo mediante interações de natureza eletrostática. Se a água contendo cálcio flui pelo solo, o elemento é trocado pelo sódio, segundo a reação



Dois íons sódio são liberados para cada íon cálcio trocado, o que mantém o equilíbrio de carga. Por essa razão, uma das características importantes dos solos é a sua **capacidade de troca iônica**, definida como a capacidade de determinada massa de solo de trocar uma massa de dado íon. A capacidade de troca (expressa em equivalentes de íons por massa de solo) é um parâmetro importante no estudo dos solos, porque indica a capacidade de lixiviar íons como o magnésio, o cálcio, o nitrato e o fosfato.

Outro processo importante no solo é a **sorção**. Em linguagem simples, a sorção é definida como a adesão de um composto químico à porção mineral ou orgânica das partículas do solo, e inclui tanto a adsorção quanto a absorção. Ela resulta da ação das forças de Van der Waals, das pontes de hidrogênio ou de interações eletrostáticas entre o composto e a superfície destas partículas do solo. Em alguns casos, este fenômeno também decorre da atuação de ligações covalentes, quando o composto químico fica irreversivelmente aderido ao solo.

Se as concentrações dos poluentes forem baixas, a sorção pode ser descrita matematicamente com uma equação linear.

$$K_d = \frac{C_s \text{ (mol} \cdot \text{kg}^{-1}\text{)}}{C_w \text{ (mol} \cdot \text{L}^{-1}\text{)}} \quad (2-87)$$

onde C_w = concentração do composto químico em equilíbrio na água (massa por volume de água)

K_d = coeficiente de partição, que descreve o equilíbrio de sorção de um quociente de distribuição química, expresso em (massa por massa de solo)/(massa por volume de água)

C_s = concentração do composto químico em equilíbrio no solo (massa por massa de solo)

Os coeficientes de partição de diversos poluentes podem variar em até oito ordens de magnitude, dependendo sobretudo das propriedades químicas do poluente, além da natureza do solo.

Para a maioria dos compostos orgânicos neutros, a sorção ocorre principalmente na fração orgânica do solo (desde que a ela seja “significativa”). Nestes casos:

$$C_s \approx C_{mo} f_{mo} \quad (2-88)$$

onde C_{mo} = concentração do composto orgânico na matéria orgânica do solo

f_{mo} = fração da matéria orgânica no solo

A combinação das Equações 2-87 e 2-88 gera uma equação válida para compostos orgânicos neutros.

$$K_d = \frac{C_{mo} f_{mo}}{C_w} \quad (2-89)$$

EXEMPLO 2-24

Uma amostra de solo é coletada e a água contida nela é analisada para detectar a presença do composto 1,2-dicloroetano (DCA). A concentração da substância na água é $12,5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. O teor de matéria orgânica é 1,0%. Calcule a concentração do DCA sorvida no solo e a concentração associada à matéria orgânica. O DCA tem $K_d = 0,724 (\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})/(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$.

Solução A Equação 2-87 mostra que:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w}$$

Portanto,

$$C_s = K_d C_w = (0,724 (\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})^{-1})(12,5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}) = 9,05 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$$

Utilizando a Equação 2-88,

$$C_{\text{mo}} = \frac{C_s}{f_{\text{mo}}} = \frac{(9,05 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})}{0,01} = 905 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$$

2-6 A QUÍMICA DA ATMOSFERA

A atmosfera é uma fina camada de gases que envolve superfície da Terra, atraída pela força da gravidade. À medida que ascendemos pela atmosfera, a força gravitacional diminui, assim como a densidade desta camada. A composição do ar varia com a localização, a altitude, as atividades antropogênicas (por exemplo, emissões veiculares e industriais) e os fenômenos naturais (tempestades de areia, vulcões, incêndios florestais). As concentrações de alguns gases são mais constantes do que as de outros. Os gases essencialmente “invariáveis” representam cerca de 99% (em volume) da atmosfera. Entre os variáveis, o vapor da água, o dióxido de carbono e o ozônio são os mais abundantes. A Tabela 2-8 lista estes gases e suas porcentagens em volume.

A atmosfera é classificada em diversas camadas, em função da temperatura. A camada mais próxima à superfície da Terra, a troposfera, atinge aproximadamente 13 km de altitude. Como mostra a Figura 2-13, a temperatura da troposfera diminui à medida que subimos. Estima-se que entre 80 e 85% da massa da atmosfera estejam concentrados nesta camada. A camada seguinte é a estratosfera, que sobe a aproximadamente 50 km acima do solo. Nela, a temperatura aumenta com a altitude, chegando perto de 0°C na estratopausa (o limite entre a estratosfera e a mesosfera). Este aumento de temperatura na estratosfera é explicado pela absorção de radiação ultravioleta e a consequente liberação de calor pelas reações causadas pelo fenômeno. Juntas, troposfera e estratosfera contêm em torno de 99% da massa atmosférica. Na camada seguinte, a mesosfera, que alcança cerca de 80 km de altitude, a temperatura diminui outra vez, até aproximadamente -80°C. A última camada atmosférica é a termosfera, na qual a temperatura torna a subir com a distância em relação à superfície da Terra.

TABELA 2-8 A composição da atmosfera

Gás	Porcentagem em volume ^a
Gases não variáveis	
Nitrogênio	78,08
Oxigênio	20,95
Argônio	0,93
Neônio	0,002
Outros	0,001
Gases variáveis	
Vapor da água	0,1–≈5,0
Dióxido de carbono	0,035
Ozônio	0,000006
Outros gases	Traços
Matéria particulada	Normalmente traços

^a As porcentagens, exceto do vapor da água, são para o ar seco.

Fonte: McKinney e Schooch, 1996.

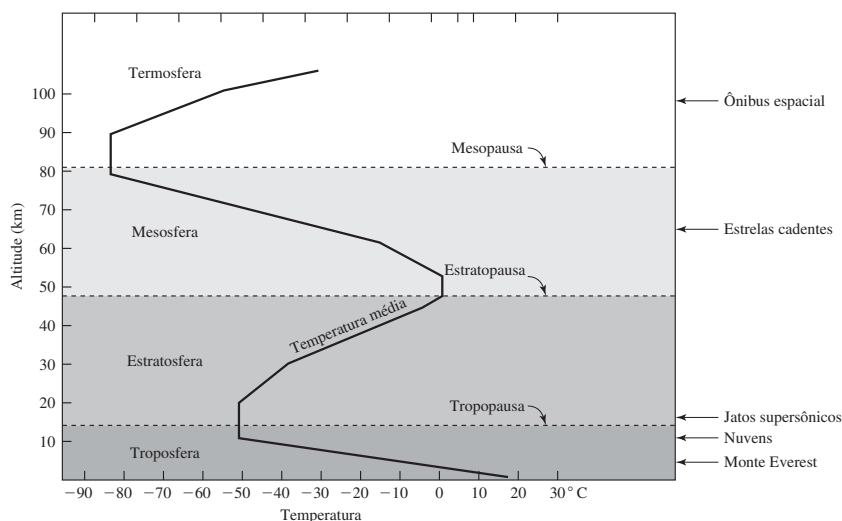


FIGURA 2-13 A atmosfera terrestre.

Uma das principais diferenças entre reações aquosas e atmosféricas é a importância na fase gasosa das reações fotoquímicas. Uma das mais importantes reações fotoquímicas em fase gasosa que ocorrem na troposfera é a formação de ozônio a partir da reação entre hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio (NOx) na presença de radiação ultravioleta. Mais detalhes sobre essas e outras reações atmosféricas importantes serão apresentados no Capítulo 12, Poluição do ar.

Os conceitos básicos dos gases

A lei dos gases ideais. O comportamento de compostos químicos no ar em relação à temperatura e à pressão pode ser considerado ideal (no sentido químico), porque as concentrações destes poluentes normalmente são suficientemente baixas. Logo, é possível supor que, em condições idênticas de temperatura e de pressão, gases diferentes tenham densidades proporcionais a suas massas moleculares. Esta relação pode ser representada por:

$$\rho = \frac{P \times M}{R \times T} \quad (2-90)$$

onde ρ = densidade do gás ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

P = pressão absoluta (Pa)

M = massa molecular ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)

T = temperatura absoluta (K)

R = constante dos gases ideais = $8,3143 \text{ J} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$ (ou $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)

A densidade é definida como massa por volume unitário, isto é, o número de mols por volume unitário, n/V . Por isso, a expressão pode ser reescrita em sua forma mais geral:

$$PV = nRT \quad (2-91)$$

Esta é a expressão da lei dos gases ideais, onde V é o volume ocupado por n mols de gás. A 273,15 K e 101,325 kPa, e um mol de um gás ideal ocupa 22,414 L.

A lei das pressões parciais de Dalton. Em 1801, o cientista inglês John Dalton descobriu que a pressão total exercida por uma mistura de gases é igual à soma das pressões que

cada gás exerceria se ocupasse o mesmo recipiente sozinho. A expressão matemática da lei de Dalton é:

$$P_t = P_1 + P_2 + P_3 + \dots + P_n \quad (2-92)$$

onde P_t = pressão total da mistura
 P_1, P_2, P_3, P_n = pressão parcial de cada gás*

A lei de Dalton pode ser representada como a lei dos gases ideais.

$$P_t = n_1 \frac{RT}{V} + n_2 \frac{RT}{V} + n_3 \frac{RT}{V} + \dots \quad (2-93)$$

$$P_t = (n_1 + n_2 + n_3 + \dots) \frac{RT}{V} \quad (2-94)$$

A lei de Dalton tem papel importante na avaliação da qualidade do ar, porque as amostras de gases coletadas em chaminés e sistemas de exaustão são analisadas utilizando-se instrumentos calibrados com ar. Uma vez que os produtos da combustão têm composição totalmente diferente do ar, as leituras precisam ser corrigidas de maneira a refletir esta diferença. A lei de Dalton é a base do cálculo deste fator de correção.

As concentrações de poluentes no ar. É preciso lembrar que quando lidamos com as concentrações de gases no ar, a aproximação de que 1 ppm é igual a $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, como ocorre em soluções diluídas, perde validade. A razão é que a densidade do ar não é $1 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$, e varia muito com a temperatura. Na atmosfera as concentrações muitas vezes são expressas em microgramas por metro cúbico ou partes por milhão (parte por milhão é expressa em base volume-volume, diferentemente do que é usado em concentrações aquosas, as quais são representadas em base massa-volume). As unidades de partes por milhão têm a vantagem sobre microgramas por metro cúbico, uma vez que mudanças na temperatura e pressão não irão mudar a razão entre o volume do poluente e o volume de ar.

A concentração do material particulado é expressa somente em microgramas por metro cúbico. O micrometro é a unidade utilizada para expressar tamanho de partícula.

A conversão de microgramas por metro cúbico em partes por milhão. A conversão de microgramas por metro cúbico em partes por milhão, e vice-versa, é baseada no fato de que, em condições-padrão (0°C e $101,325 \text{ kPa}$), um mol de gás ideal ocupa $22,414 \text{ L}$. Portanto, podemos escrever uma equação que converta a massa do poluente em gramas, M_p , em seu volume correspondente em litros, V_p , em condições-padrão de temperatura e pressão (CPTP).

$$V_p = \frac{M_p}{PM} \times 22,414 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \quad (2-95)$$

onde PM é o peso molecular do poluente em gramas por mol. Para leituras em valores de temperatura e de pressão diferentes dos valores-padrão, o volume-padrão, $22,414 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1}$, precisa ser corrigido. Esta correção é baseada na lei dos gases ideais.

$$(22,414 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1}) \times \frac{T_2}{273 \text{ K}} \times \frac{101,325 \text{ kPa}}{P_2} \quad (2-96)$$

onde T_2 e P_2 são expressas em temperatura (Kelvin) e pressão (kPa) absolutas, nas quais as leituras foram feitas. Uma vez que partes por milhão é uma relação de volume, podemos escrever:

$$\text{ppm} = \frac{V_p}{V_a + V_p} \quad (2-97)$$

*A pressão de cada gás se estivessem sozinhos no recipiente.

onde V_a é o volume de ar, em metros cúbicos, na temperatura e na pressão nas quais a medida foi realizada. Se combinarmos as Equações 2-95, 2-96 e 2-97, obtemos

$$\text{ppm} = \frac{(M_p/\text{PM}) \times 22,414 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \times (T_2/273 \text{ K}) \times (101,325 \text{ kPa}/P_2)}{V_a \times 1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3}} \quad (2-98)$$

onde M_p é a massa do poluente estudado, em microgramas. Os fatores de conversão de microgramas para gramas e de litros para milhões de litros se cancelam. A menos que seja definido em contrário, supõe-se que $V_a = 1,00 \text{ m}^3$.

EXEMPLO 2-25

Uma amostra de ar com volume igual a 1 m^3 contém $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ de SO_2 . A temperatura e a pressão da amostra no momento da análise eram 25°C e $103,193 \text{ kPa}$. Qual é a concentração de SO_2 em ppm?

Solução Primeiro, precisamos calcular o PM do SO_2 com base na tabela na capa interna deste livro.

$$\text{PM do } \text{SO}_2 = 32,06 + 2(15,9994) = 64,06 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$$

Após, convertemos a temperatura de graus Celsius em Kelvin.

$$25^\circ\text{C} + 273 \text{ K} = 298 \text{ K}$$

Usando a Equação 2-98, encontramos:

Concentração

$$\begin{aligned} &= \frac{(80 \mu\text{g}/64,06 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}) \times 22,414 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \times (298 \text{ K}/273 \text{ K}) \times (101,325 \text{ kPa}/103,193 \text{ kPa})}{\text{m}^3 \times 10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3}} \\ &= 0,030 \text{ ppm de } \text{SO}_2 \end{aligned}$$

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Defina os termos matéria, elementos e compostos.
2. Esclareça a essência da lei das proporções definidas (também chamada de lei da composição constante).
3. Descreva como os elementos químicos são agrupados na tabela periódica.
4. Descreva a composição dos átomos.
5. Defina número atômico, número de massa e peso atômico.
6. Defina o que é isótopo.
7. Descreva os tipos de ligação que unem átomos e moléculas.
8. Defina os termos molécula, fórmula molecular, íon, cátion e ânion.
9. Descreva o que uma reação química representa simbolicamente.
10. Descreva como balancear uma equação química.
11. Explique os quatro tipos principais de reação importantes para os cientistas e engenheiros ambientais.
12. Explique a lei de ação das massas.
13. Descreva como a força iônica afeta as constantes de equilíbrio. Descreva como este efeito é levado em conta.
14. Explique o efeito do íon comum.
15. Defina pH e pOH.

16. Defina ácido fraco, ácido forte, base fraca e base forte.
17. Explique a lei de Henry.
18. Escreva as expressões para as reações de primeira, segunda, e terceira ordens, e de ordem zero.
19. Defina alceno, alqueno, alquino e isômero estrutural. Defina também os compostos arila (aromáticos), os álcoois, os fenóis, os aldeídos, as cetonas, os ésteres, os éteres, as aminas, as amidas, os mercaptanos, os haletos e os compostos de ácido sulfônico.
20. Defina massa específica, peso específico, gravidade específica e viscosidade.
21. Defina sólidos suspensos e partículas coloidais (considerando o tamanho das partículas).
22. Defina tampão, alcalinidade e acidez.
23. Liste e defina três unidades de medida utilizadas para expressar dados sobre poluição atmosférica (por exemplo, ppm, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e μm).
24. Explique as diferenças entre partes por milhão na poluição atmosférica e partes por milhão na poluição aquática.
25. Explique o efeito da temperatura e da pressão nas medições feitas em partes por milhão.
26. Calcule a concentração de uma espécie química no solo em partes por milhão, miligramas por quilo e microgramas por quilograma.
27. Defina capacidade de troca iônica.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule a molaridade ou a normalidade de um composto químico, conhecendo-se a massa adicionada a dado volume de solução (utilize diferentes valores de massa e volume).
2. Calcule a concentração de um determinado composto que precipita, conhecendo-se o produto de solubilidade do precipitado.
3. Calcule as concentrações de uma solução em equilíbrio, conhecendo-se as forças iônicas do eletrólito de fundo.
4. Calcule a solubilidade de um composto químico na presença de um íon comum.
5. Realize cálculos envolvendo reações de dissociação.
6. Utilize a lei de Henry para calcular a concentração de um gás ou a concentração do gás dissolvido em um líquido (conhecendo-se a concentração de um deles).
7. Calcule a massa de um composto químico restante após uma reação de primeira ordem transcorrer por certo período, conhecendo-se a constante da velocidade de primeira ordem.
8. Calcule a concentração de um composto químico na água em porcentagem em peso, molaridade, normalidade, miligramas por litro da espécie química e miligramas por litro de CaCO_3 .
9. Calcule a alcalinidade de uma solução, conhecendo-se as concentrações de carbonato, bicarbonato e o pH.
10. Defina como utilizar a lei dos gases ideais do modo correto.
11. Defina como utilizar a lei das pressões parciais de Dalton para calcular a pressão total de uma mistura de gases.
12. Calcule a concentração das espécies químicas em um gás em microgramas por metro cúbico, partes por milhão (por volume e microgramas).
13. Utilize o coeficiente de distribuição e a concentração em equilíbrio na água para calcular a concentração em equilíbrio no solo.
14. Utilize a fração de matéria orgânica para calcular a concentração do composto orgânico neutro na matriz orgânica.

EXERCÍCIOS

2-1 Cite o nome do elemento para os símbolos dados.

- (a) Pb (b) C (c) Ca (d) Zn (e) O (f) H (g) Hg (h) S (i) N (j) Cl
(k) Mg (l) P

Resposta: (a) chumbo, (b) carbono, (c) cálcio, (d) zinco, (e) oxigênio, (f) hidrogênio, (g) mercúrio, (h) enxofre, (i) nitrogênio, (j) cloro, (k) magnésio e (l) fósforo.

- 2-2** A tabela abaixo dá o número de prótons e de nêutrons no núcleo de diversos átomos. (a) Que átomo é isótopo do átomo A? (b) Que átomo tem o mesmo número de massa do átomo A?

	Prótons	Nêutrons
Átomo A	13	15
Átomo B	12	15
Átomo C	13	16
Átomo D	15	17

- 2-3** Calcule o peso atômico do boro, B, com base nos dados de abundância relativa abaixo.

Isótopo	Massa isotópica (<i>u.m.a.</i>)	Abundância relativa
B-10	10,013	0,1978
B-11	11,009	0,8022

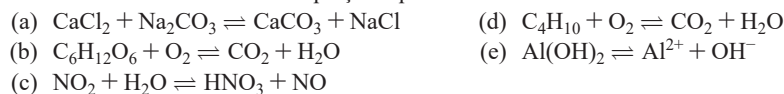
Resposta: 10,812

- 2-4** Que elemento tem 17 prótons e 18 nêutrons em seu núcleo?

- 2-5** Uma solução de bicarbonato de sódio é preparada adicionando-se 45,00 g do composto a um balão volumétrico de 1 L e completando-se o volume com água. Qual é a concentração de bicarbonato de sódio em (a) miligramas por litro, (b) molaridade, (c) normalidade e (d) miligramas por litro de CaCO_3 ?

Resposta: (a) $4,5 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (b) 0,536 M (c) 0,536 N (d) $2,68 \times 10^4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3

- 2-6** Realize o balanceamento das equações químicas:



- 2-7** Uma solução de hidróxido de magnésio é preparada adicionando-se 10,00 g do composto a um balão volumétrico de 1 L e completando-se o volume com água tamponada no pH 7,0. Qual é a concentração de magnésio nesta solução? (Assuma que a temperatura seja 25°C e que a força iônica é desprezível).

Resposta: 0,17 M

- 2-8** Para as condições dadas no Exercício 2-7, qual é a concentração de magnésio se a água tem força iônica igual a (a) 0,01 M, (b) 0,5 M? (Suponha que a temperatura da solução seja 25°C).

- 2-9** Uma solução de fosfato férrico é preparada com 2,4 g do composto em um balão volumétrico. O volume final é 1,0 L, obtido adicionando-se água para chegar a uma concentração de fosfato igual a $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é a concentração do ferro solúvel nesta solução? (Suponha que a temperatura da solução seja 25°C.)

Resposta: $1,20 \times 10^{-17} \text{ M}$

- 2-10** Uma solução de carbonato de cálcio é supersaturada em Ca^{2+} e CO_3^{2-} , de maneira que as concentrações de cada íon são $1,35 \times 10^{-3} \text{ M}$. Qual é a concentração de cálcio no equilíbrio? (Use o pK_s da aragonita.)

- 2-11** Uma solução tem concentração de H^+ igual a 10^{-5} M . (a) Qual é o pH da solução? (b) Qual é o pOH? (Suponha que a temperatura da solução seja 25°C.)

Resposta: (a) 5 (b) 9

- 2-12** Se 200 mg de HCl são adicionados à água a um volume final de 1,00 L, qual é o pH final da solução?

- 2-13** Uma solução de ácido acético é preparada em água com 11,1 g de acetato de sódio em um balão volumétrico de 1 L. O pH final é medido, e o valor encontrado é 5,25. Quais são as concentrações de acetato e de ácido acético em solução? (Suponha que a temperatura da água seja 25°C.)

Resposta: $[HA] = 0,033M$ $[A^-] = 0,102 M$

- 2-14** Um tonel com capacidade igual a 0,21 m³ contém 100 L de uma mistura de diversos solventes desengraxantes em água. A concentração de tricloroetileno no espaço vazio, isto é, a fase gasosa sobre a superfície do líquido, é 0,00301 atm. A constante da lei de Henry para o tricloroetileno é 0,00985 atm · m³ · mol⁻¹, a 25°C. Qual é a concentração de tricloroetileno na água, em molaridade? (Suponha que a temperatura da solução seja 25°C.)

- 2-15** Em água, um composto químico se decompõe segundo uma cinética de primeira ordem. A constante de decomposição é 0,2/dia. Se a concentração inicial é 100,0 mg · L⁻¹, quantos dias são necessários para a concentração atingir o valor de 0,14 mg · L⁻¹?

Resposta: 32,9 dias

- 2-16** A água em um lago passa por um processo de reatuação, segundo uma cinética de primeira ordem com velocidade igual a 0,034 dia⁻¹. Se a temperatura da água é 15°C e a concentração inicial de oxigênio é 2,5 mg · L⁻¹, quanto tempo (em dias) é necessário para que a concentração de oxigênio aumente para 6,5 mg · L⁻¹? A solubilidade do oxigênio em água a 15°C é 10,15 mg · L⁻¹.

- 2-17** Sob luz ultravioleta, o ácido hipocloroso sofre uma reação de decomposição. Suponha-se que o processo ocorre segundo uma cinética de primeira ordem e que a taxa de decomposição seja 0,12 dia⁻¹ (em dada intensidade de luz solar e temperatura). Com estes dados, quanto tempo é necessário para que a concentração do ácido hipocloroso chegue a valores indetectáveis (0,05 mg · L⁻¹), se a concentração inicial era 3,65 mg · L⁻¹?

Resposta: 35,8 dias

- 2-18** Explique como o valor de densidade 1 g · mL⁻¹ é igual ao valor 1000 kg · m⁻³. (Sugestão: alguns fatores de conversão úteis são dados na capa interna deste livro.)

- 2-19** Prove que uma mistura com 4,50% em peso contém 45,0 kg de uma substância em um metro cúbico de água (isto é, 4,50% = 45,0 kg · m⁻³).

Resposta: 45 kg · m⁻³

- 2-20** Prove que 1 mg · L⁻¹ é igual a 1 g · m⁻³.

- 2-21** Calcule a molaridade e a normalidade de:

- | | |
|---|---|
| (a) 200,0 mg · L ⁻¹ HCl | (c) 100,0 mg · L ⁻¹ Ca(HCO ₃) ₂ |
| (b) 150,0 mg · L ⁻¹ H ₂ SO ₄ | (d) 70,0 mg · L ⁻¹ H ₃ PO ₄ |

Respostas:

	Molaridade (M)	Normalidade (N)
(a)	0,005485	0,005485
(b)	0,001529	0,003059
(c)	0,0006168	0,001234
(d)	0,000714	0,00214

- 2-22** Calcule a molaridade e a normalidade das soluções:

- | | |
|--|---|
| (a) 80 µg · L ⁻¹ HNO ₃ | (c) 10 µg · L ⁻¹ Cr(OH) ₃ |
| (b) 135 µg · L ⁻¹ CaCO ₃ | (d) 1000 µg · L ⁻¹ Ca(OH) ₂ |

- 2-23** Calcule a concentração das soluções abaixo em miligramas por litro.

- | | |
|---|--|
| (a) 0,01000 N Ca ²⁺ | (c) 0,02000 N H ₂ SO ₄ |
| (b) 1,000 M HCO ₃ ⁻ | (d) 0,02000 M SO ₄ ²⁻ |

Respostas: (a) 200,4 mg · L⁻¹ (b) 61.020 mg · L⁻¹ (c) 980,6 mg · L⁻¹ (d) 1921,2 mg · L⁻¹

- 2-24** Calcule a concentração das soluções abaixo em micrograma por litro.
- (a) 0,0500 N H_2CO_3 (c) 0,0300 N $\text{Ca}(\text{OH})_2$
 (b) 0,0010 M CHCl_3 (d) 0,0080 M CO_2
- 2-25** Um volume de água inicialmente contém $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de Mg^{2+} . O pH é aumentado, até a concentração do íon OH^- atingir $0,001000 \text{ M}$. Qual é a concentração do íon magnésio nesta água, neste pH? Expresse a resposta em miligramas por litro. Suponha que a temperatura da solução seja 25°C .
- Resposta:** $0,4423 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
- 2-26** As águas subterrâneas em Pherric, estado do Novo México, Estados Unidos, contém $1,800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de ferro na forma de Fe^{3+} . Qual deve ser aumento de pH para precipitar parte do íon, conservando-se $0,30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em solução? A temperatura da água é 25°C .
- 2-27** Você preparou uma solução saturada de sulfato de cálcio (CaSO_4). A temperatura é 25°C . Após, você adiciona sulfato de sódio $5,00 \times 10^{-3} \text{ M}$ (Na_2SO_4). Quais são as concentrações de cálcio e de sulfato no equilíbrio? O pK_s do CaSO_4 é 4,58.
- Resposta:** $\text{Ca}^{2+} = 0,0032 \text{ M}$, $\text{SO}_4^{2-} = 0,0082 \text{ M}$
- 2-28** O produto de solubilidade do fluoreto de cálcio (CaF_2) é 3×10^{-11} a 25°C . É possível obter a concentração de $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de fluoreto em uma água que contenha $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cálcio? Explique a sua resposta.
- 2-29** Qual é a quantidade de NaOH (uma base forte), em miligramas, necessária para neutralizar o ácido no Exemplo 2-11?
- Respostas:** 81,568, ou 81,6 mg
- 2-30** O pH de uma água que sai de um processo de tratamento é 10,74. Qual é a quantidade de ácido sulfúrico 0,02000 N, em mililitros, necessária para neutralizar 1,000 L de água tratada, supondo-se que a alcalinidade (a capacidade de tamponamento) da água é zero?
- 2-31** Quantos mililitros de ácido clorídrico 0,02000 N são necessários para a neutralização descrita no Exercício 30?
- Resposta:** 27,5 mL
- 2-32** Calcule o pH de uma água a 25°C que contém $0,6580 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de ácido carbônico. Suponha que $[\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-]$ no equilíbrio, e ignore a dissociação da água.
- 2-33** Qual é o pH de um volume de água que, a 25°C , contém $0,5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de ácido hipocloroso? Suponha que o equilíbrio tenha sido atingido. Ignore a dissociação da água. Embora talvez não seja justificável, com base nos dados fornecidos, expresse o resultado com duas casas decimais.
- Resposta:** pH = 6,28
- 2-34** Se o pH no Exercício 33 for ajustado a 7,00, qual seria a concentração de OCl^- em miligramas por litro, a 25°C .
- 2-35** Converta as concentrações abaixo, de miligramas por litro do respectivo íon, em miligramas por litro de CaCO_3 .
- (a) $83,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ (d) $220,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ HCO}_3^-$
 (b) $27,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$ (e) $15,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CO}_3^{2-}$
 (c) $48,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CO}_2$ (Sugestão: na água, CO_2 e H_2CO_3 são essencialmente a mesma coisa: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$)
- Respostas:**
- (a) $\text{Ca}^{2+} = 207,25$ ou $207,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (d) $\text{HCO}_3^- = 180,41$ ou $180,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3
 (b) $\text{Mg}^{2+} = 111,20$ ou $111,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3
 (c) $\text{CO}_2 = 109,18$ ou $109,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (e) $\text{CO}_3^{2-} = 25,02$ ou $25,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3

2-36 Converta as concentrações abaixo, de miligramas por litro do respectivo íon ou composto, em miligramas por litro de CaCO_3 .

- | | |
|--|---|
| (a) $200,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{NH}_4^+$ | (d) $85,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Ca}^{2+}$ |
| (b) $280,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{K}^+$ | (e) $19,90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Na}^+$ |
| (c) $123,45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$ | |

2-37 Converta as concentrações abaixo, de miligramas por litro de CaCO_3 , em miligramas por litro do íon ou composto em questão.

- | | |
|--|--|
| (a) $100,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$ | (d) $10,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{H}_2\text{CO}_3$ |
| (b) $30,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{HCO}_3^-$ | (e) $150,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Na}^+$ |
| (c) $150,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Ca}^{2+}$ | |

Respostas:

- | | |
|---|--|
| (a) $\text{SO}_4^{2-} = 95,98$ ou $96,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | (d) $\text{H}_2\text{CO}_3 = 6,198$ ou $6,20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ |
| (b) $\text{HCO}_3^- = 36,58$ ou $36,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | (e) $\text{Na}^+ = 68,91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ |
| (c) $\text{Ca}^{2+} = 60,07$ ou $60,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | |

2-38 Converta as concentrações abaixo, de miligramas por litro de CaCO_3 , em miligramas por litro do composto ou íon.

- | | |
|---|--|
| (a) $10,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{CO}_2$ | (d) $81,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{H}_2\text{PO}_4^-$ |
| (b) $13,50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Ca(OH)}_2$ | (e) $40,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cl}^-$ |
| (c) $481,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{HPO}_4^{2-}$ | |

2-39 Qual é a alcalinidade “exata” de um volume de água que contém $0,6580 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de bicarbonato, como íon, em pH 5,66?

Resposta: $0,4302 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3

2-40 Calcule a alcalinidade “aproximada” (em miligramas por litro de CaCO_3) de um volume de água contendo $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do íon bicarbonato e $15,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do íon carbonato.

2-41 Calcule a alcalinidade “exata” da água no Exercício 2-40 se o pH for 9,43.

Resposta: $123,35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3

2-42 Calcule a alcalinidade “exata” da água no Exercício 2-40 se o pH for 11,03.

2-43 Qual é o pH de uma água contendo $120,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de íon bicarbonato e $15,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de íon carbonato?

Resposta: 9,43

2-44 Qual é a densidade do oxigênio na temperatura de 273,0 K e na pressão de 98,0 kPa?

2-45 Calcule a densidade do gás nitrogênio na pressão de 122,8 kPa e temperatura de 298,0 K.

Resposta: $1,39 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$

2-46 Prove que um mol de qualquer gás ideal ocupa 22,414 L nas CNTP. (As CNTP são definidas como 273,16 K e 101,325 kPa.)

2-47 Qual é o volume ocupado por um mol de gás ideal a 25°C e 101,325 kPa?

Resposta: 24,46 L

2-48 Uma amostra de ar contém $8,583 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ de oxigênio e $15,93 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$ de nitrogênio nas CNTP. Calcule as pressões parciais dos gases em $1,0 \text{ m}^3$ deste ar.

2-49 Um tanque com capacidade para 1 m^3 contém uma mistura de 18,32 mols de oxigênio, 16,40 mols de nitrogênio e 6,15 mols de dióxido de carbono. Qual é a pressão parcial de cada componente na mistura gasosa a 25°C?

Resposta: O_2 : 45,4 kPa, N_2 : 40,6 kPa, CO_2 : 15,2 kPa

2-50 Calcule o volume ocupado por 5,2 kg de dióxido de carbono a 152,0 kPa e 315,0 K.

- 2-51** Calcule a massa de oxigênio em um volume de $5,0 \text{ m}^3$ na pressão de $568,0 \text{ kPa}$ e temperatura de $263,0 \text{ K}$.

Resposta: $41,56 \text{ kg}$

- 2-52** Um litro de uma mistura gasosa a 0°C e $108,26 \text{ kPa}$ contém $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de gás H_2S . Qual é a pressão parcial exercida por ele?

- 2-53** Um volume de 28 L de uma mistura gasosa a 300 K contém 11 g de metano, $1,5 \text{ g}$ de nitrogênio e 16 g de dióxido de carbono. Calcule a pressão parcial exercida por cada gás.

Resposta: CH_4 : $61,2 \text{ kPa}$, N_2 : $4,77 \text{ kPa}$, CO_2 : $32,4 \text{ kPa}$

- 2-54** Quantos mols de cada gás estão presentes no volume de 28 L da mistura de gases do Exercício 2-53?

- 2-55** Em um volume de $22,414 \text{ L}$ nas CNTP, são dadas pressões parciais do oxigênio ($21,224 \text{ kPa}$), do nitrogênio ($79,119 \text{ kPa}$), do argônio ($0,946 \text{ kPa}$) e do dióxido de carbono ($0,036 \text{ kPa}$). Calcule o peso em moléculas-grama do ar.

Resposta: $28,966$

- 2-56** Converta a concentração de SO_2 de $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ em partes por milhão, sabendo-se que o gás está na temperatura de 25°C e pressão de $101,325 \text{ kPa}$.

- 2-57** Converta a concentração de NO_2 de $0,55 \text{ ppm}$ em microgramas por metro cúbico, sabendo-se que o gás está a 290 K e 100 kPa .

Resposta: $1048,8$, ou $1050 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

- 2-58** Um composto químico é colocado em um copo de Becker contendo 20 g de solo e 500 mL de água. No equilíbrio, a concentração do composto no solo é $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de solo. Na água, a concentração no equilíbrio é $250 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é o coeficiente de partição deste composto no solo?

- 2-59** Um composto químico chamado de SpartanGreen tem um coeficiente de partição igual a $12.500 (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})^{-1}$. Se a concentração no equilíbrio deste composto químico na água é $105 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é a concentração dele no solo?

Resposta: $1312,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

- 2-60** Deduza a equação dada para a meia-vida de um reagente.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 2-1** O pH de uma bebida carbonatada é maior, menor ou igual a $7,0$? Explique.

- 2-2** Explique o significado da unidade de molaridade para um cidadão em uma localidade que tenha local específico para o descarte de resíduos perigosos.

- 2-3** De que maneira a chuva ácida (com $\text{pH} < 4$) afeta as águas de um lago com alcalinidade baixa? E com alcalinidade alta? Explique.

- 2-4** Quando você deixa uma lata de refrigerante aberta e o dióxido de carbono dissolvido na bebida escapa para a atmosfera, o pH do líquido aumenta, diminui, ou permanece inalterado? Explique.

- 2-5** A caulinita se dissolve mais eficientemente em uma água com pH alto ou baixo? Explique.

- 2-6** Uma amostra de gás é coletada utilizando-se um saco coletor específico, cujo material não reage com os poluentes presentes, mas tem liberdade de se dilatar ou contrair. No momento de coleta da amostra, a pressão atmosférica era 103 kPa . No momento da análise, o valor era 100 kPa . O saco coletor continha $0,020 \text{ ppm}$ de SO_2 . A concentração original do composto era maior, menor ou igual? Explique a sua resposta. Se as concentrações fossem expressas em microgramas por metro cúbico, a sua resposta seria diferente? Como?

- 2-7** Qual é a diferença entre equilíbrio químico e estado estacionário?

REFERÊNCIAS

- Chang, R. (2002). *Chemistry*, 7th ed. McGraw-Hill, New York.
- Happel, A. M., E. H. Beckenbach, and R. U. Halden (1998) “An Evaluation of MTBE Impacts to California Groundwater Resources,” Report submitted to the California State Water Resources Control Board Underground Storage Tank Program, Department of Energy, Office of Fossil Fuels, Western States Petroleum Association. UCRL-AR-130897, June 11, 1998.
- Henry, J. G., and C. W. Heinke (1989) *Environmental Science and Engineering*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ: p. 201.
- Lewis, W. K., and W. G. Whitman (1924) “Principles of Gas Adsorption,” *Ind. Eng. Chem.* 16: 1215.
- McKinney, M. L., and R. M. Schooch (1996) *Environmental Science: Systems and Solutions*, Jones and Bartlett Publishers. Sudbury, MA.
- Stumm, W., and J. J. Morgan (1996) *Aquatic Chemistry*, 3rd ed., Wiley and Sons, Inc. New York.
- Sunda, W., and R. K. L. Guillard (1976) “The Relationship Between Cupric Ion Activity and the Toxicity of Copper to Phytoplankton.” *J. Mar. Res.* 34: 511–29.
- Ulrich, G. (1999) *The Fate and Transport of Ethanol-blended Gasoline in the Environment*, Submitted by the Governor’s Ethanol Coalition, Lincoln, Nebraska, 1999. <http://www.ethanol-gec.org/fatereport.doc>
- U.S. EPA(1997) *Oxygenate Type Analysis 1995–1997 RFG Survey Data*. www.epa.gov/otaq/consumer/fuels/mtbe/oxy-type.pdf
- U.S. EPA (1988) *EPA Sets Standards for Underground Storage Tanks* [EPA press release—September 13, 1988] <http://www.epa.gov/history/topics/rcra/06.htm>
- U.S. Weather Bureau (1976) *U.S. Standard Atmosphere*, U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- White, V. E., and C. J. Knowles (2000) “Effect of Metal Complexation on the Bioavailability of Nitrilotriacetic Acid to *Chelatobacter heintzii* ATCC 29600.” *Arch Microbiol.* 173: 373–82.
- Wilt, G. (1999) “Sleuthing MTBE with Statistical Data.” *Science and Technology Review*, April 1999, <http://www.llnl.gov/str/Happel.html>

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

A biologia e o meio ambiente

Estudo de caso: Veneno na água?	90
3-1 INTRODUÇÃO	90
3-2 A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA VIDA.	91
Os carboidratos	91
Os ácidos nucleicos	93
As proteínas	96
Os lipídios	100
3-3 A CÉLULA	101
As células procarióticas e as eucarióticas	101
A membrana celular	101
As organelas nas células eucarióticas	106
As organelas das células vegetais	110
As organelas celulares dos procariotos	111
3-4 A ENERGIA E O METABOLISMO.	111
As células, a matéria e a energia.	111
3-5 A REPRODUÇÃO CELULAR	116
O ciclo da célula.	116
A reprodução assexuada.	117
A reprodução sexuada	118
3-6 A DIVERSIDADE DOS SERES VIVOS	119
3-7 OS DOMÍNIOS BACTERIA E ARCHAEA	119
Archaea	120
Bacteria	121
3-8 PROTISTAS	124
Os protozoários	124
As algas	126
Os bolores limosos e os bolores aquáticos	128
3-9 FUNGOS.	129
Os quitrídiomicetos	129
Os zigomicetos	129
Os ascomicetos.	129
Os basidiomicetos	130
Os deuteromicetos	130
3-10 VÍRUS	130
3-11 AS DOENÇAS CAUSADAS POR MICRÓBIOS	132
3-12 AS TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS	133
REVISÃO DO CAPÍTULO	136
EXERCÍCIOS	137
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO.	139
REFERÊNCIAS	140



Estudo de caso

Veneno na água?

Dia 15 de setembro de 1854. Foi um quente e longo dia de verão na cidade de Hamilton, nas distantes margens ocidentais do Lago Ontário. Embora eu tivesse retornado a meus estudos na Universidade de Toronto, o cheiro dos dejetos de gansos, cavalos, cães e porcos impregnava minhas narinas. Meu corpo ainda sentia as dores das caminhadas a um dos cinco poços comunitários na cidade, duas vezes ao dia, para buscar água para a minha família. Uma nuvem de morte e tristeza pairava sobre a cidade, como ocorrera outras vezes no passado. Eu tinha apenas 12 anos quando irrompeu uma epidemia de varíola e muitos amigos e vizinhos morreram. Um ano mais tarde, após um surto de cólera, as autoridades municipais começaram a conversar sobre a construção de uma rede de esgoto e a desativação dos poços. Mas a maioria dos residentes estava mais interessada na recente chegada da nova estrada de ferro, do que nas condições da água que bebiam. Naquele momento eu vivia como que em um pesadelo. Tudo o que queria era acordar e ver que tudo voltara ao normal. Durante os meses de verão, carroças circulavam pela cidade todas as manhãs. Nelas eram jogados os corpos de familiares mortos, que seriam enterrados em valas comuns forradas com uma camada de cal. Os alimentos eram escassos, já que os agricultores dos povoados vizinhos se recusavam a trazer seus produtos para a cidade. A contar somente julho e agosto, foram 552 mortes. A população do local era de apenas 14 mil pessoas. Eu me sentia aliviado por estar vivo, mas, sentado na sala de aula, tentando me concentrar, pensava, “quem seria o próximo?”

Dia 16 de setembro de 1854. Acabei de ver um anúncio sobre um concurso para definir um sistema de abastecimento de água para a cidade de Hamilton. T. C. Keefer, conhecido engenheiro e supervisor da Companhia de Águas de Montreal, foi indicado para ser o juiz da competição. Estou assistindo a uma aula na Universidade de Toronto, e meu interesse no problema aumenta. Eu conseguiria fazer algo para mudar a situação? Seria capaz de ser útil para minha família e meus amigos? Como posso acabar com esse pesadelo?

Dia 20 de março de 1855. Durante nossa aula de história natural aprendemos que John Snow, médico britânico, acredita que existe uma relação entre a cólera e a água. Eu me pergunto, “Então não é o ar ruim, como pensávamos?” Snow mandou remover o cabo da bomba da bica localizada em Broad Street, para que não fosse usada. Lembro das ruas de Hamilton, de como todos os moradores esvaziavam os seus pinicos na sarjeta, de como o lixo apodrecia nos quintais. Lembro do cheiro terrível de carcaças em decomposição largadas pelas ruas, das fossas sépticas abertas. Eu me pergunto: existe uma relação entre essas coisas?

Dia 6 de agosto de 1855. Seis propostas foram apresentadas, três das quais receberam algum prêmio. Infelizmente, a minha não foi uma das contempladas. Estou decepcionado, mas tenho esperanças. A mudança vai ocorrer, e para a melhor.

Julho de 1859. A construção da estação de recalque e do reservatório foi concluída. Para trazer a água do Lago Ontário até a nova estação de recalque, que está a mais de 600 m da margem, foi realizada a dragagem de uma extensa área ao longo da praia. A água se infiltra pela areia, para o interior da bacia dragada e, nesse processo, é filtrada e clarificada. Após, a água é bombeada por uma tubulação de ferro fundido com 18 polegadas de diâmetro, até o Reservatório de Barton, no alto de uma colina, a uma altitude de 55 metros da superfície do lago.

3-1 INTRODUÇÃO

A situação apresentada neste estudo de caso é verdadeira, mas as histórias do diário desse estudante da Universidade de Toronto são ficção. A narrativa exemplifica a importância da biologia na saúde pública e na engenharia ambiental. Na época em que John Snow e T. C. Keefer conseguiram relacionar a ocorrência de surtos de cólera à qualidade da água, pouco se sabia sobre o mecanismo de transmissão da doença. Seriam necessários 15 anos até Robert Koch descobrir

o *Vibrio cholerae*, uma bactéria em formato de vírgula presente nos intestinos de pessoas que morreram de cólera, e cultivá-lo em gelatina com caldo de carne. Passariam-se 20 anos até Louis Pasteur publicar o seu estudo sobre infecções humanas e o processo de pasteurização. Contudo, Snow e Keefer impediram o avanço da doença e preveniram a morte de muitas pessoas. De lá para cá houve um grande avanço nos conhecimentos sobre o tema, mas ainda temos muito a aprender e diversos problemas a resolver. É importante aproveitar todas as oportunidades de expandir estes conhecimentos e de utilizá-los para o bem da humanidade e do planeta.

3-2 A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA VIDA

Todos os organismos vivos são constituídos por compostos químicos. Estas moléculas têm o carbono como cadeia principal e, como mostramos no Capítulo 2, são chamadas de compostos orgânicos. Embora exista uma variedade imensa destes compostos no interior de uma célula, nossa discussão se concentrará nas quatro principais classes de moléculas biológicas grandes, as **macromoléculas**: os carboidratos, os ácidos nucleicos, as proteínas e os lipídios. As três primeiras são chamadas genericamente de **polímeros**, estruturas formadas por numerosas moléculas menores, similares ou idênticas, unidas em cadeia, os **monômeros**, as unidades fundamentais da vida.

Os carboidratos

Os organismos utilizam os carboidratos, entre os quais os açúcares e seus polímeros, como fonte de energia, como compostos construtores e como marcadores celulares de identificação e comunicação. Os carboidratos são produzidos por organismos fotossintéticos a partir do dióxido de carbono, da água e da luz solar. Todos contêm carbono, hidrogênio e oxigênio na proporção 1:2:1 e, portanto, têm fórmula empírica CH_2O . Existem três grupos de carboidratos: os monossacarídeos, os oligossacarídeos e os polissacarídeos.

Os açúcares simples, ou **monossacarídeos**, são os principais nutrientes da célula. Durante a respiração celular, as células extraem a energia armazenada em moléculas de glicose. Os açúcares simples também servem de matéria prima para a síntese de aminoácidos, ácidos graxos e outros compostos biológicos. Este grupo tem uma única cadeia de carbonos, com vários grupos hidroxila, e um grupo funcional extra, que pode ser uma cetona ou um aldeído. Os compostos que apresentam uma cetona são chamados de **cetoses**, enquanto aqueles que têm um grupo funcional aldeído em sua estrutura são as **aldoses**, como mostra a Figura 3-1a. Um açúcar com três carbonos é uma **triose** (Figura 3-1a), os com cinco são chamados de **pentoses** (Figura 3-1b) e os com seis **hexoses** (Figura 3-1c). Embora os açúcares simples no estado desidratado tenham estrutura linear (como mostra a Figura 3-1), em solução aquosa o equilíbrio químico favorece a formação de estruturas anelares (Figura 3-2). Nesse processo o grupo hidroxila no carbono 1 pode ficar no plano do anel, formando uma glicose alfa, ou sobre (ou sob) ele, resultando em uma glicose beta.

Os **oligossacarídeos** contêm dois ou mais monossacarídeos unidos por ligações covalentes, chamadas de ligações glicosídicas. Os dissacarídeos maltose e sacarose são mostrados na Figura 3-3. A sacarose (o açúcar de cozinha) é o oligossacarídeo mais comum. A maltose é encontrada no leite. As plantas utilizam a sacarose para transportar carboidratos das raízes para as folhas.

Os **polissacarídeos** podem ou não apresentar cadeias poliméricas compostas por centenas ou mesmo milhares de monossacarídeos. Estes compostos armazenam energia e fornecem suporte estrutural para a célula. O amido contém monômeros de glicose e armazena energia em plantas, como mostra a Figura 3-4a. Nos seres humanos, a energia é armazenada nos músculos e nas células hepáticas na forma de glicogênio, que pode ser metabolizado em glicose durante o exercício físico (Figura 3-4b). A celulose (Figura 3-4c) é um importante componente da parede celular das plantas e dá suporte estrutural para a célula. Já a quitina, outro polissacarídeo, atua na construção do exoesqueleto de artrópodes e da parede celular de muitos fungos. Os seres humanos digerem o amido, mas não conseguem digerir a celulose. Algumas espécies animais, como coelhos, ovinos e bovinos, são capazes de quebrar a molécula do amido na presença de bactérias simbióticas e protistas que colonizam os seus aparelhos digestivos.

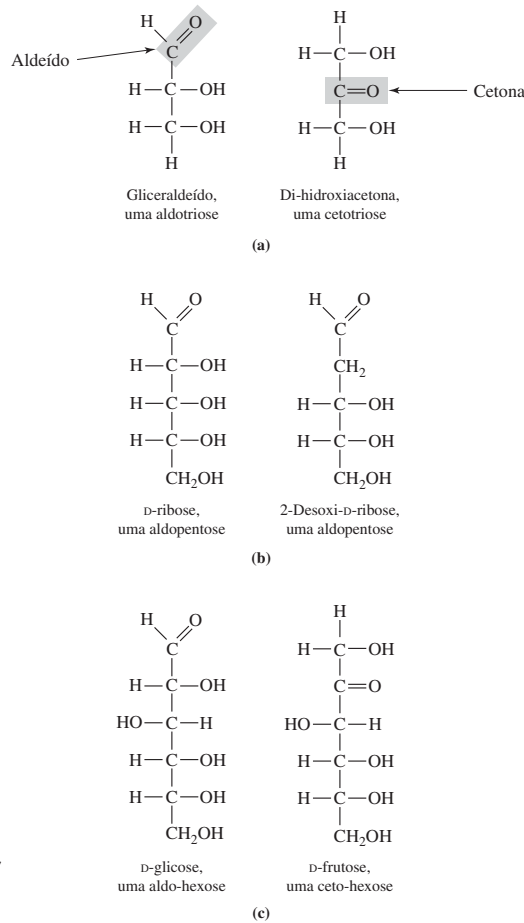
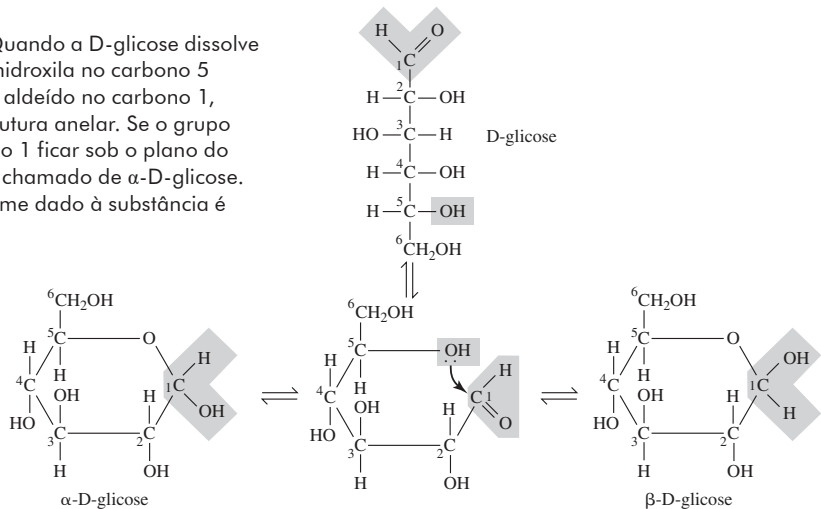


FIGURA 3-1

Os açúcares simples:
(a) trioses, (b) pentoses,
(c) hexoses.

FIGURA 3-2 Quando a D-glicose dissolve em água, o grupo hidroxila no carbono 5 reage com o grupo aldeído no carbono 1, formando uma estrutura anelar. Se o grupo hidroxila no carbono 1 ficar sob o plano do anel, o composto é chamado de α -D-glicose. Se ficar sobre, o nome dado à substância é β -D-glicose.



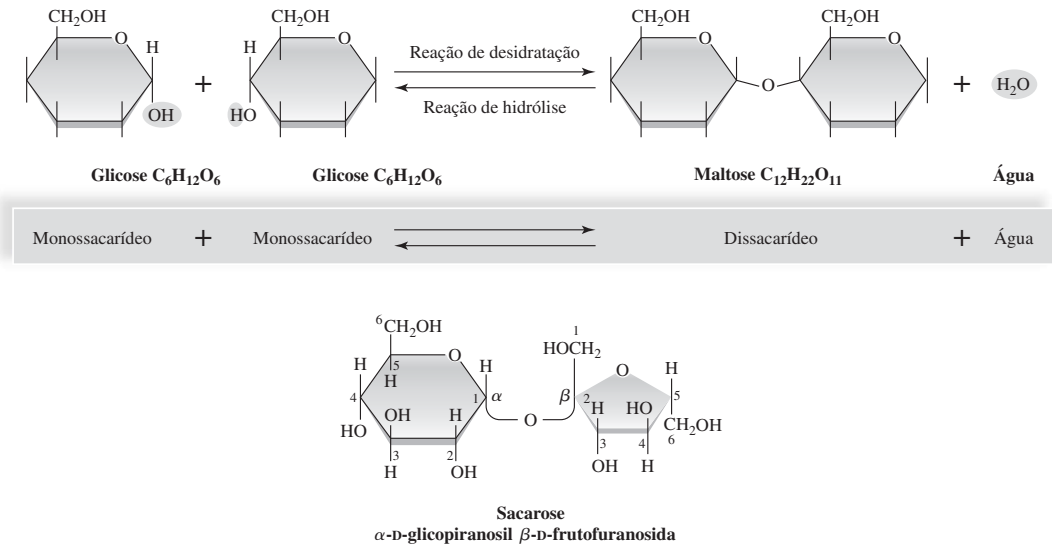


FIGURA 3-3 A síntese da maltose, um dissacarídeo formado pela desidratação de duas moléculas de α -glicose, resulta em uma ligação α 1-4 glicosídica. A estrutura da sacarose, que envolve uma ligação α 1-2 glicosídica. A decomposição da maltose em glicose ocorre por hidrólise.

Os ácidos nucleicos

Os ácidos nucleicos são responsáveis pelo armazenamento e a transmissão de informações hereditárias. São as únicas moléculas capazes de produzir réplicas exatas de si próprias. É nesse processo que os aminoácidos promovem a reprodução de organismos. Há dois tipos de ácidos nucleicos – o **ácido desoxirribonucleico**, o **DNA**, e o **ácido ribonucleico**, o **RNA**. O DNA informa as direções para a própria replicação e para a síntese do RNA. Este controla a síntese das proteínas. O RNA e o DNA são polímeros nucleicos. Os **nucleotídeos** contêm uma base nitrogenada, um açúcar de cinco carbonos (uma pentose) e um grupo funcional fosfato, como vemos na Figura 3-5a. No DNA, o açúcar presente é a desoxirribose. Já o açúcar do RNA é a ribose. As estruturas moleculares são mostradas na Figura 3-5b. Como vemos na Figura 3-5c, cinco bases orgânicas diferentes podem ser encontradas no DNA e no RNA: a citosina, a timina, a uracila, a adenina e a guanina. A citosina, a timina e a uracila são **pirimidinas**, isto é, contêm um anel hexagonal de átomos de carbono e nitrogênio. A adenina e a guanina são **purinas**, as quais são compostas por um anel hexagonal combinado a um anel pentagonal de átomos de carbono e nitrogênio.

O DNA contém os nucleotídeos de adenina, guanina, citosina e timina. O RNA contém a adenina, a guanina, a citosina e a uracila (no lugar da timina). Os nucleotídeos estão interligados por ligações fosfodiéster entre o grupo funcional fosfato de um e o grupo açúcar de outro. O RNA é composto por uma fita simples, isto é, uma única cadeia de nucleotídeos. Como mostra a Figura 3-5d, o DNA é uma “dupla hélice” composta por duas fitas em forma de espiral, mantidas unidas por ligações de hidrogênio entre uma base nitrogenada em uma fita e sua base complementar na outra.

Os nucleotídeos também são intermediários importantes na conversão de energia. O nucleotídeo trifosfato de adenosina (ATP) conduz a vasta maioria das reações de transferência de energia em uma célula. O nicotinamida adenina dinucleotídeo (NAD^+) e o flavina adenina dinucleotídeo (FAD^+) estão envolvidos na produção de ATP. O nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato (NADP^+), molécula semelhante ao NAD^+ , tem papel na fotossíntese.

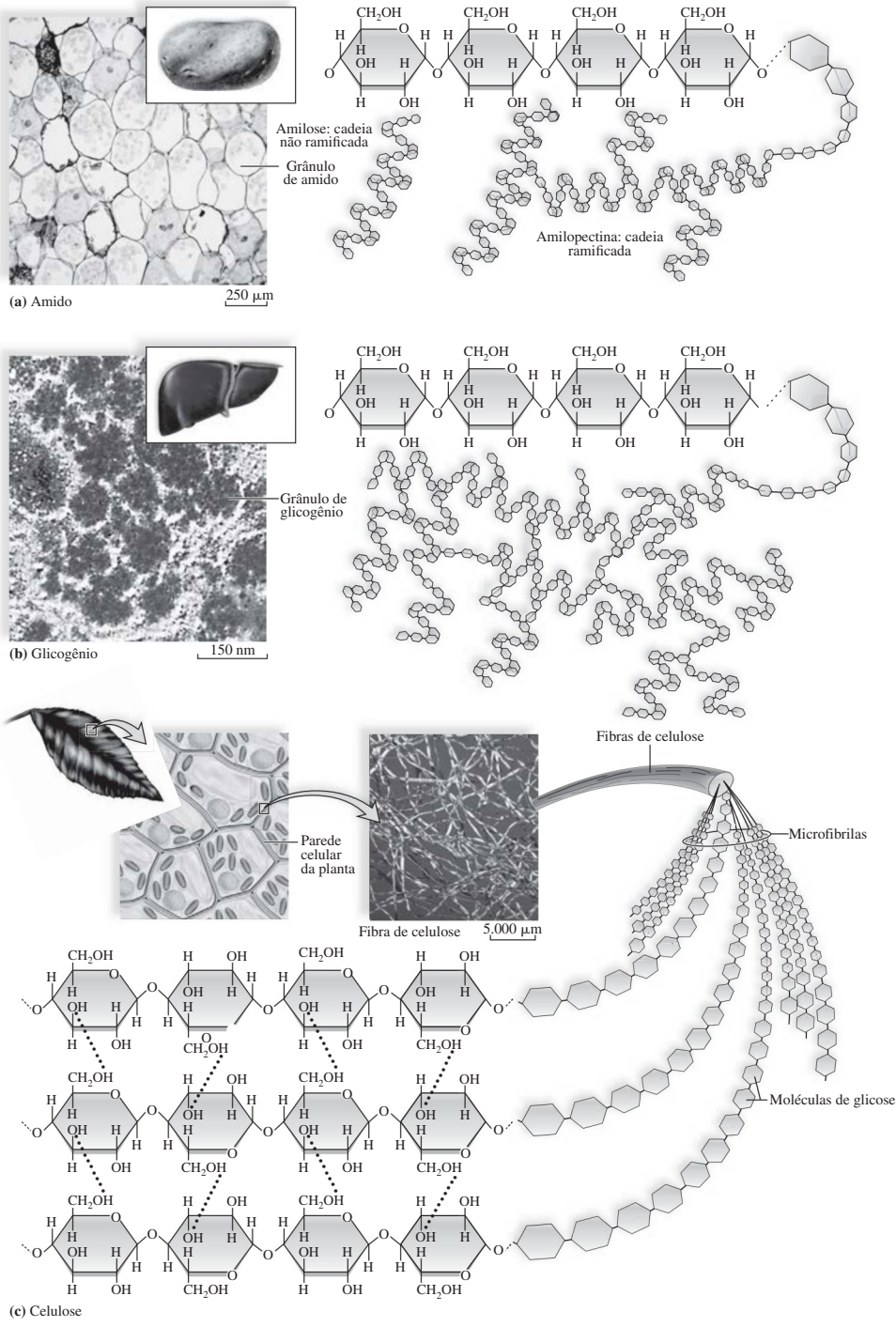


FIGURA 3-4 Estrutura e função do (a) amido, (b) glicogênio e (c) celulose.

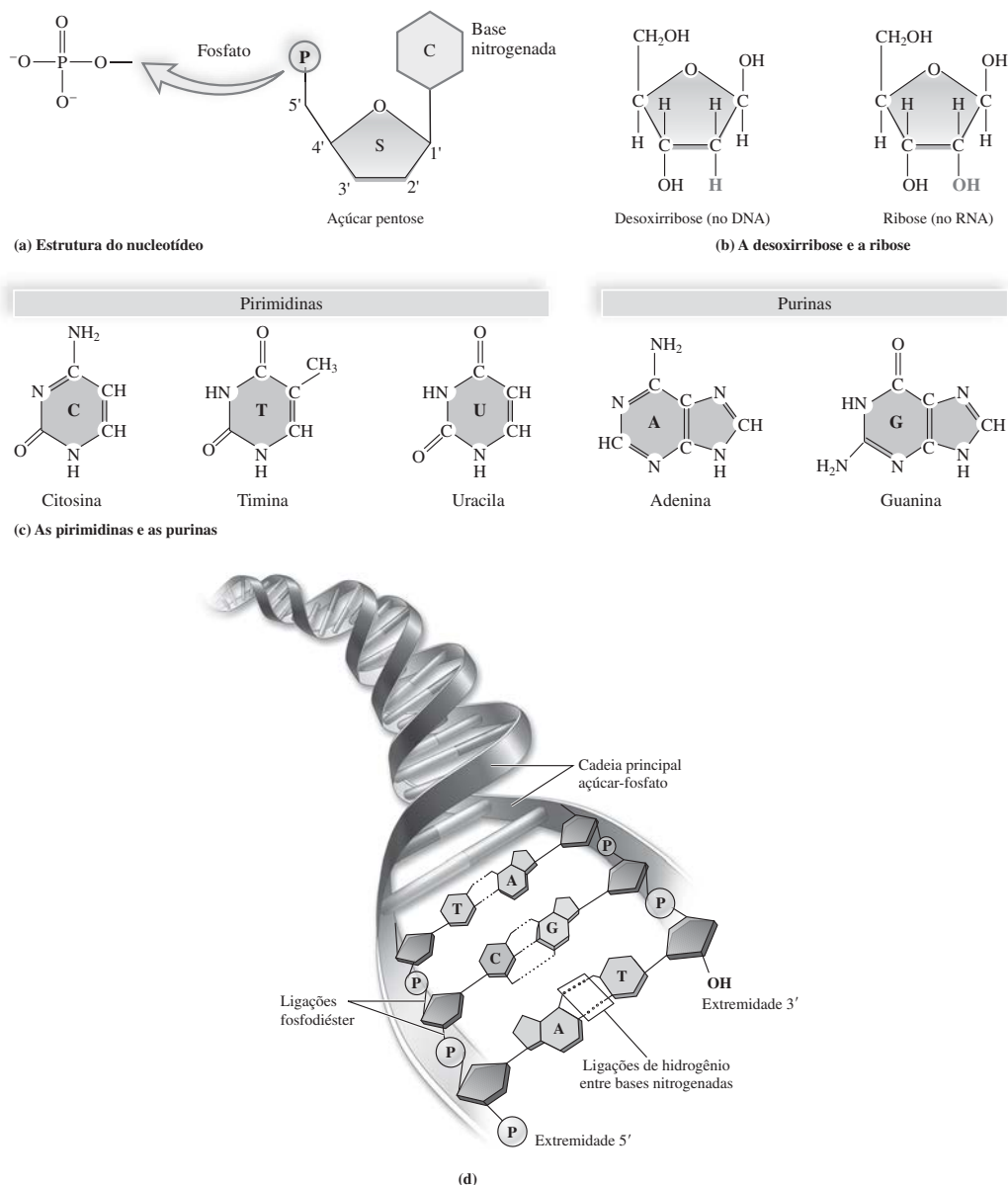


FIGURA 3-5 (a) Estrutura de um nucleotídeo. (b) No DNA, o açúcar é a desoxirribose, no RNA é a ribose. (c) Há duas classes de compostos nitrogenados, as purinas e as pirimidinas, presentes no DNA e no RNA. As bases pirimidínicas são a citosina (C), a timina (T) e a uracila (U). No RNA, a base uracila (U) ocupa o lugar da timina (T) do DNA. As bases purínicas são a adenina (A) e a guanina (G). (d) Os nucleotídeos estão ligados uns aos outros por ligações fosfodiéster entre o grupo fosfato de um nucleotídeo e o açúcar do nucleotídeo seguinte. As moléculas de DNA têm forma de dupla fita, mantida unida por ligações de hidrogênio.

As proteínas

As **proteínas** formam um grupo muito diversificado de compostos. Elas representam mais de 50% do peso seco das células e desempenham papéis em quase todas as funções celulares, como o suporte estrutural, o transporte de outras substâncias, o armazenamento, a sinalização intra- e intercelular, além de atuarem no movimento e na defesa da célula. As enzimas são proteínas que atuam como catalisadores. As imunoglobulinas são responsáveis pela proteção celular. A hemoglobina é a proteína que transporta o oxigênio.

As proteínas são polímeros compostos por um conjunto definido de 20 aminoácidos (mostrados na Figura 3-6) conformados em estruturas tridimensionais definidas pela ordem destes aminoácidos na molécula. Os polímeros de aminoácidos, chamados de polipeptídios, são construídos no citoplasma celular mediante reações de síntese proteica. Estas reações envolvem a transferência de informações genéticas presentes no DNA ou no RNA e as instruções aos ribossomos, ao RNA e às enzimas para unirem as moléculas de aminoácidos segundo uma sequência definida. As proteínas podem ser globulares (formato quase esférico) ou fibrosas, como mostra a Figura 3-7 e é a conformação especial da proteína que determina sua função. A estrutura e a função de uma proteína têm forte dependência das condições físicas e químicas do ambiente em que ela é encontrada. Por exemplo, a gastrina, enzima digestiva encontrada no estômago, é mais efetiva em pH 2 e sofre um processo chamado de desnaturação (isto é, uma alteração em sua conformação) em meios com pH acima de 10. As proteínas presentes na clara de ovo são desnaturadas quando expostas a temperaturas elevadas (é por esta razão que ela se torna branca e opaca ao cozimento).

As enzimas são proteínas que catalisam certas reações, controlando e direcionando a evolução destes processos. Existem reações que não sofrem qualquer obstáculo de caráter termodinâmico que, contudo, não se realizam em sistemas abióticos. Porém, estas mesmas reações ocorrem no interior de uma célula, devido à presença das enzimas. Por exemplo, na ausência de microrganismos, uma solução de glicose é estável. Todavia, como mostra a Figura 3-19, na seção sobre respiração celular, os organismos aeróbios capturam as moléculas de glicose e as convertem em dióxido de carbono e água, obtendo a energia de que precisam.

A cinética das reações catalisadas por enzimas é governada pelos mesmos princípios válidos para outras reações. Entretanto, a principal diferença é que a velocidade das reações enzimáticas pode ser controlada pela concentração do substrato. Como mostra a Figura 3-8, quando esta concentração é muito baixa, a velocidade da reação é diretamente proporcional a ela. Por essa razão, a velocidade pode ser descrita segundo uma cinética de primeira ordem. À medida que a concentração do substrato aumenta, a velocidade de reação diminui, até atingir uma assíntota, na concentração máxima. Neste ponto a reação é de ordem zero em relação à concentração do substrato.

A cinética das reações enzimáticas foi descrita pela primeira vez em 1913, por L. Michaelis e M. L. Menten. Segundo o modelo utilizado por estes cientistas, a enzima reage com o substrato para formar um complexo enzima-substrato:



Após, o complexo forma o produto e a enzima livre



Presume-se que estas reações sejam reversíveis e que as constantes de velocidade no sentido direto tenham índices positivos, ao passo que no sentido inverso elas teriam índices negativos. Utilizando-se estas equações é possível encontrar a equação de Michaelis-Menton para uma reação catalisada por enzima com um substrato. (O processo de obtenção desta reação vai além dos objetivos deste livro. O leitor encontra detalhes sobre ele na literatura especializada da química e da bioquímica.)

$$v_o = \frac{v_{\max}[S]}{K_M + [S]} \quad (3-3)$$

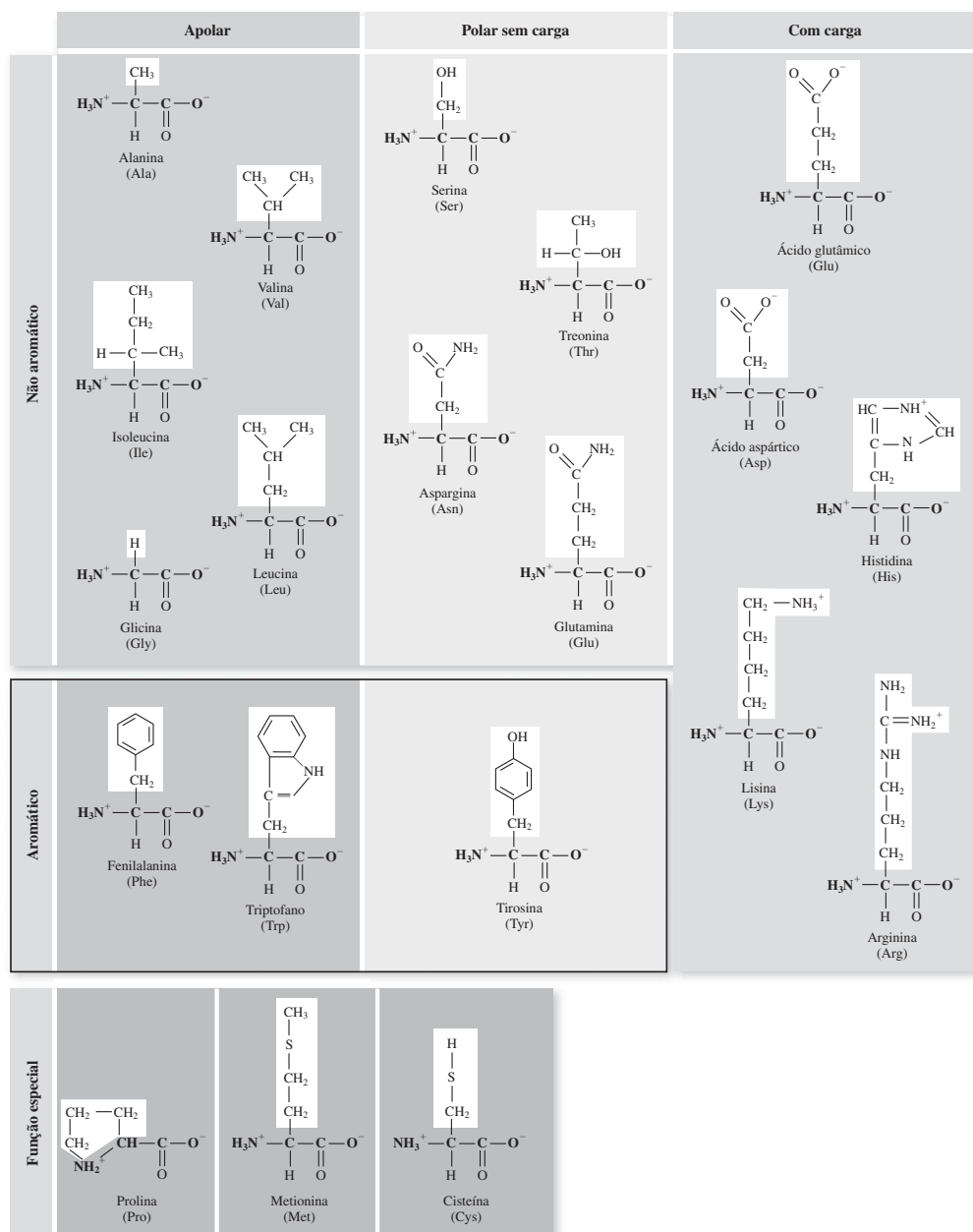


FIGURA 3-6 As fórmulas estruturais de 20 aminoácidos.

Onde v_o = velocidade inicial da reação enzimática

$v_{\text{máx}}$ = velocidade inicial máxima

K_M = coeficiente de Michaelis-Menten

$[S]$ = concentração do substrato

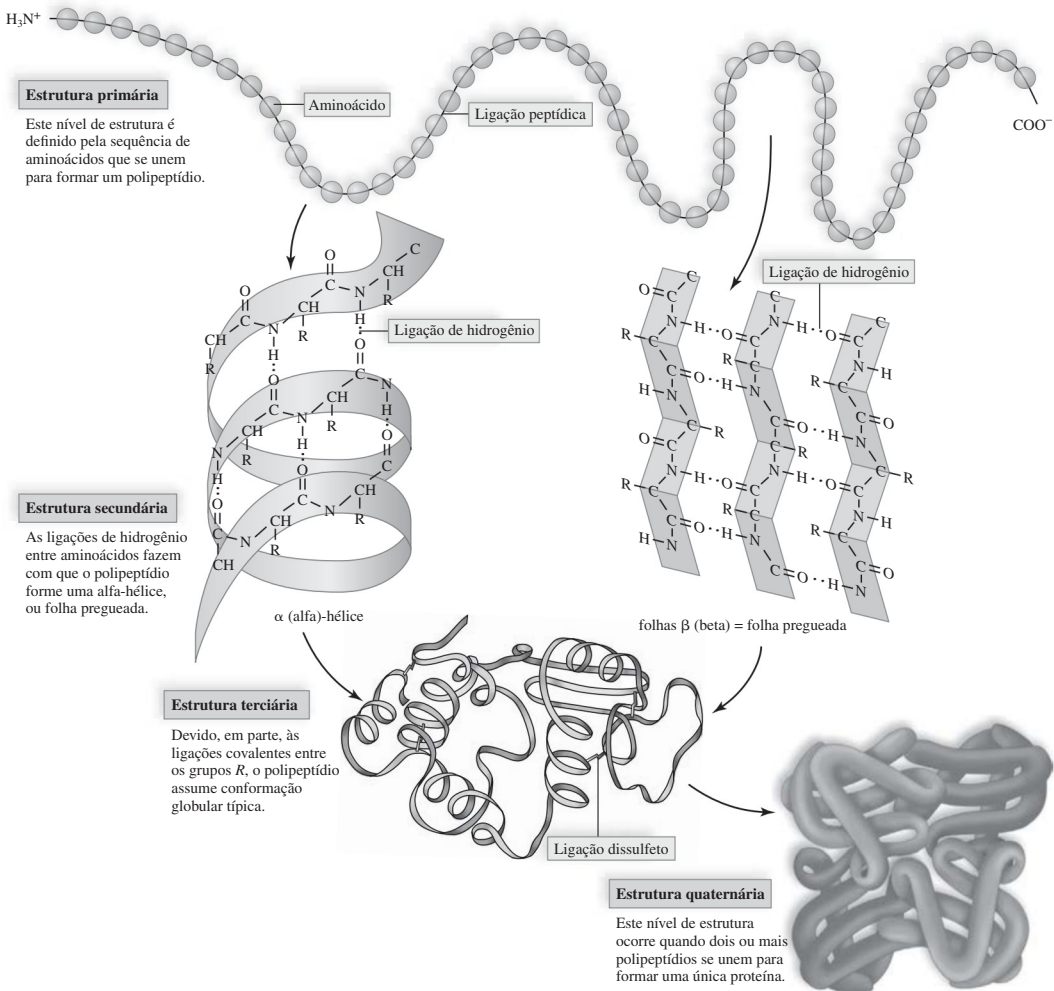


FIGURA 3-7 Níveis de organização das proteínas.

Embora pareça que a relação não inclua a concentração da enzima, ela está incorporada no termo $v_{\text{máx}}$, o qual é diretamente proporcional à concentração da enzima. Em contrapartida, K_M depende da estrutura da enzima, não da concentração.

Estamos interessados na velocidade de formação do produto, P. Sabe-se que a velocidade desta reação, v , é dada por:

$$v = \frac{v_{\text{máx}}[S]}{K_M + [S]} \quad (3-4)$$

Esta expressão é chamada de equação de Michaelis-Menton.

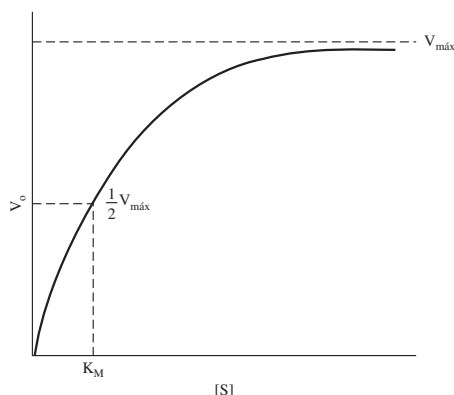


FIGURA 3-8 Efeito da concentração do substrato na velocidade de uma reação catalisada por enzima.

Vemos uma relação importante quando a velocidade inicial é igual à metade da velocidade máxima, isto é, quando $v_0 = \frac{1}{2} v_{\text{máx}}$.

$$v_0 = \frac{v_{\text{máx}}}{2} = \frac{v_{\text{máx}}[S]}{K_M + [S]} \quad (3-5)$$

Se reorganizarmos esta equação, temos a igualdade $K_M = [S]$. Portanto, quando a velocidade inicial é metade do valor máximo, a constante K_M é igual à concentração do substrato. A importância desta relação está no fato de ela permitir determinar K_M com base em experimentos simples e em um gráfico da velocidade inicial vs. concentração inicial do substrato.

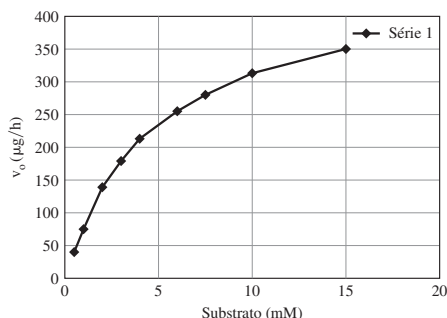
O valor de K_M é muito variável, desde apenas 0,025 mM para a glutamato desidrogenase e seu substrato NAD_{ox} , até 122 mM para a enzima quimotripsina e o substrato gliciltirosinamida. K_M também varia com o pH e a temperatura. Embora o comportamento cinético da maioria das enzimas é muito mais complexo do que prevê este modelo de substrato único, a abordagem de Michaelis-Menten é útil na identificação da atividade enzimática em tecidos, e abriu caminho para a descoberta de novos tratamentos para o câncer.

EXEMPLO 3-1

Os dados abaixo foram obtidos para uma reação enzimática. Calcule $V_{\text{máx}}$ e K_M .

Concentração inicial do substrato (mM)	V_0 ($\mu\text{g/h}$)
0,5	40
1,0	75
2,0	139
3,0	179
4,0	213
6,0	255
7,5	280
10,0	313
15,0	350

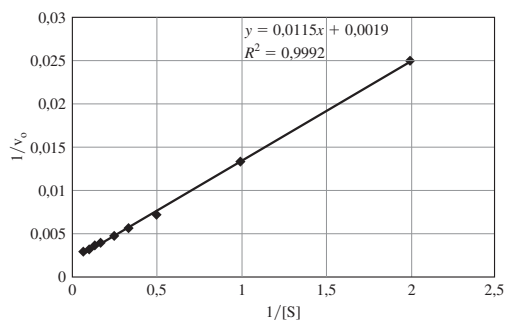
Solução Para resolver este problema, primeiro é preciso representar os dados fornecidos.



Com base no gráfico, determinamos $V_{\text{máx}}$. O desafio está na determinação da assíntota da curva, isto é, na dificuldade de estimar $V_{\text{máx}}$. Porém, invertendo a equação de Michaelis-Menten, obtemos a equação de Lineweaver-Burk:

$$\frac{1}{v_0} = \frac{K_M}{V_{\text{máx}}[S]} + \frac{1}{V_{\text{máx}}} \quad (3-6)$$

A inclinação desta reta dá $K_M/V_{\text{máx}}$. A interseção com o eixo y dá o valor de $1/V_{\text{máx}}$. Com base nos dados fornecidos e na nos recíprocos de v_0 e $[S]$, construímos o gráfico:



A inclinação desta reta é 0,0115. Ela intercepta o eixo y em 0,0019. Logo, $V_{\text{máx}}$ é $526 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$ e K_M é 6,05 mM.

Os lipídios

Os **lipídios**, que não são poliméricos na natureza, são moléculas compostas por carbono, hidrogênio e oxigênio. É um grupo bastante variado na natureza, e a única característica que estes compostos têm em comum é sua repulsão por moléculas de água. Os lipídios mais importantes em uma célula são as gorduras, os fosfolipídios e os esteroides.

As **gorduras** são compostas de glicerol e ácidos graxos unidos por uma ligação éster, como mostra a Figura 3-9a. O glicerol é um álcool com três carbonos, cada um ligado a um grupo hidroxila. Em linhas gerais, os ácidos graxos têm ao menos 16 carbonos e um grupo funcional carboxila em uma extremidade. Os ácidos graxos saturados são os com o maior número possível de átomos de hidrogênio, isto é, estas substâncias não têm ligações duplas entre carbonos. Já os ácidos graxos insaturados têm ao menos uma ligação dupla. A maioria das gorduras de origem animal é saturada. Por outro lado, a maior parte das gorduras vegetais é insaturada.

As moléculas das gorduras são as unidades de armazenamento de energia mais comuns em uma célula. Um grama de gordura estoca aproximadamente 38 kJ (9 quilocalorias) de energia química, o que equivale a mais do que o dobro da capacidade exibida por massa idêntica de proteínas ou de carboidratos. Os animais são capazes de converter carboidratos em gordura, que

é armazenada na forma de gotículas nas células do tecido adiposo. Esta camada de gordura serve como isolamento térmico nas estações frias.

Os **fosfolipídios** são os principais componentes das membranas celulares. São compostos de uma molécula de glicerol combinada a dois ácidos graxos e a um grupo fosfato, como mostra a Figura 3-9b. A “cabeça” do fosfolipídio é hidrofílica, ao passo que a “cauda” é hidrofóbica. Em meio aquoso, os fosfolipídios formam micelas esféricas. As caudas hidrofóbicas estão orientadas para o interior desta esfera, ao passo que as extremidades hidrofílicas se organizam no exterior da micela, onde ficam em contato com a água. É devido a esta propriedade que os fosfolipídios são considerados compostos únicos, já que esta organização molecular promove a formação de uma membrana (Figura 3-9c) que permite a passagem seletiva de algumas moléculas.

Os **esteroides** são lipídios com uma cadeia principal de carbonos que contém quatro anéis de hidrocarbonetos combinados. Diferentes esteroides têm grupos funcionais distintos ligados aos anéis, como mostra a Figura 3-10. O colesterol, que tem má reputação na imprensa, é essencial para as funções celulares quando é convertido em vitamina D e sais biliares, além de ser precursor de outros esteroides, inclusive os hormônios sexuais dos vertebrados.

3-3 A CÉLULA

Uma célula é uma unidade viva plenamente funcional, capaz de criar e manter moléculas e estruturas necessárias para a vida. As células obtêm nutrientes e energia, convertendo-os para construir e manter moléculas, desempenhar reações químicas, secretar excreções, reproduzir-se e manter a **homeostase** (isto é, o equilíbrio intracelular). Uma célula típica é formada por uma membrana plasmática, a qual contém uma substância semifluida chamada de citosol. Entram na composição da célula os cromossomos, responsáveis pelo armazenamento das informações genéticas na forma de DNA, e os ribossomos, que sintetizam as proteínas. A membrana plasmática atua como barreira seletiva na passagem de nutrientes e secreções.

As células procarióticas e as eucarióticas

Existem dois tipos fundamentais de células – aquelas dos procariontes e aquelas dos eucariontes. As **células procarióticas** (Figura 3-11) não apresentam **núcleo**. Nelas, o material genético é encapsulado no nucleóide, o qual é desprovido de uma membrana que o separe do restante da unidade celular. As **células eucarióticas** contêm um núcleo que é responsável pelo armazenamento do DNA e está envolto por uma membrana. O material no interior destas células, entre o núcleo e a membrana plasmática externa, é chamado de **citoplasma**. Diferentemente das células procarióticas, as eucarióticas apresentam **organelas**, estruturas especializadas e também delimitadas por uma membrana. As principais organelas em uma célula animal e suas funções são mostradas na Figura 3-12. A Figura 3-13 ilustra as principais organelas de uma célula vegetal. De modo geral, as células eucarióticas são maiores do que as procarióticas.

A membrana celular

A estrutura da membrana plasmática da célula é muito complexa. Ela tem apenas 8 nm de espessura, mas controla a passagem de todas as substâncias para o interior e o exterior da célula. Esta permeabilidade é seletiva, isto é, algumas moléculas atravessam a membrana com mais facilidade do que outras. As membranas plasmáticas são compostas sobretudo de lipídios e proteínas, embora carboidratos muitas vezes também estejam presentes. Os fosfolipídios, os lipídios mais comuns na membrana, têm uma propriedade importante – eles são **anfipáticos** – isto é, parte da molécula é hidrofílica, parte é hidrofóbica. Acredita-se que a membrana tenha consistência semelhante à de um fluido, com moléculas de proteínas incorporadas ou combinadas a uma bicamada de fosfolipídios, no que é chamado de **modelo de mosaico fluido**.

As membranas das células animais também apresentam moléculas de colesterol, as quais permitem que ela funcione em um intervalo amplo de temperatura. Estas moléculas reduzem a permeabilidade da membrana a muitos compostos biológicos.

A membrana celular recorre a diversos métodos para transportar moléculas para dentro e fora da célula. A difusão é o mais simples. As moléculas passam de uma região em que estão mais concentradas para outra, onde a concentração é menor. Esta diferença na concentração de

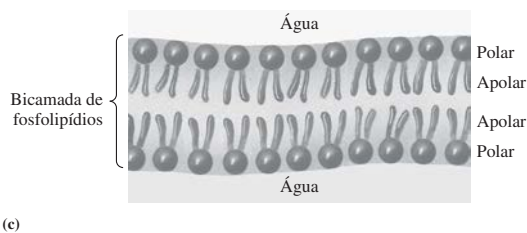
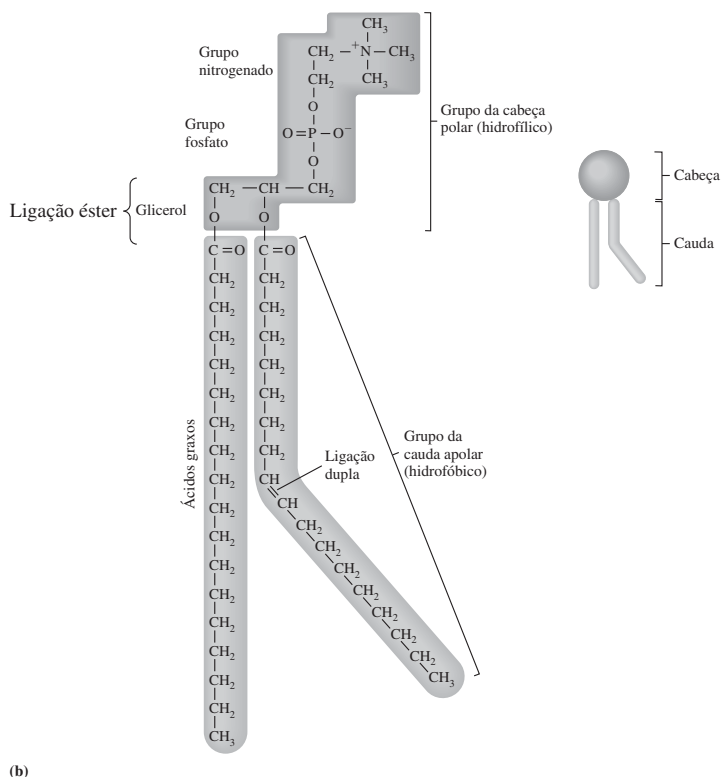
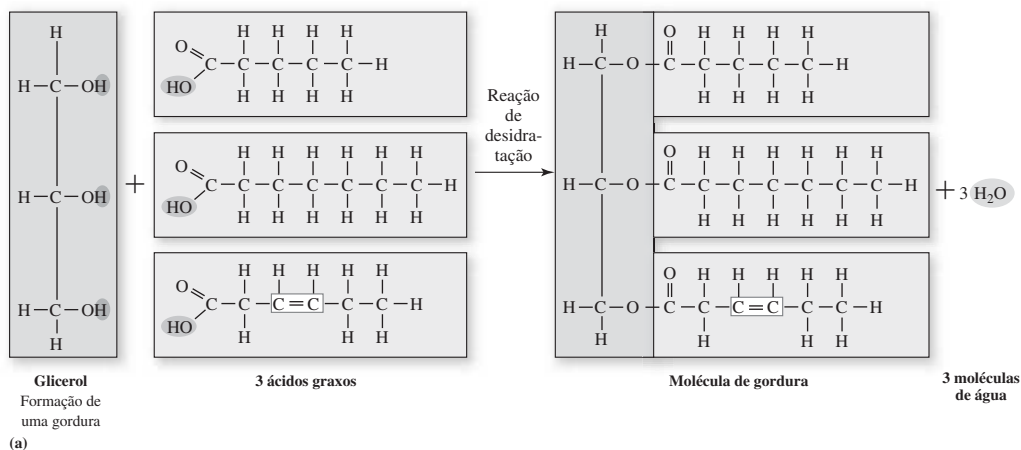


FIGURA 3-9 (a) Formação de uma molécula de gordura. (b) Estrutura de um fosfolípido. (c) Esquema mostrando como os fosfolípídios se unem para formar uma bicamada.

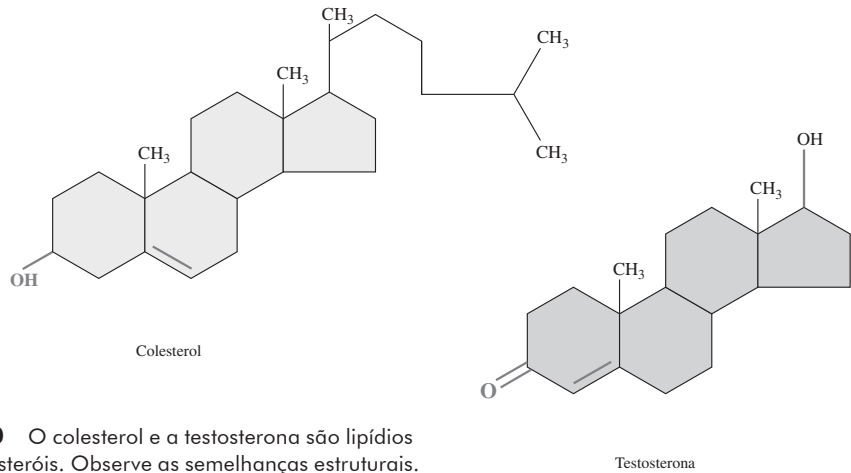


FIGURA 3-10 O colesterol e a testosterona são lipídios da família dos esteróis. Observe as semelhanças estruturais.

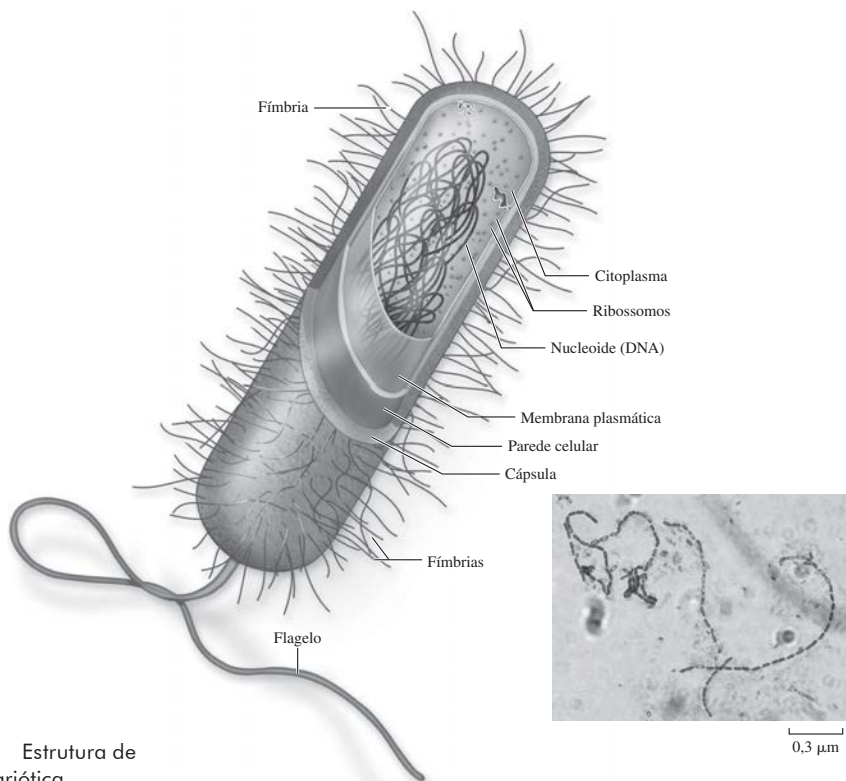


FIGURA 3-11 Estrutura de uma célula procariótica.

um composto químico é a força que impele este transporte. A difusão é o mecanismo pelo qual moléculas pequenas e neutras, como o oxigênio e o dióxido de carbono, atravessam a membrana. A difusão de uma molécula por uma membrana é genericamente chamada de **transporte passivo**, porque a célula não precisa gastar energia no processo.

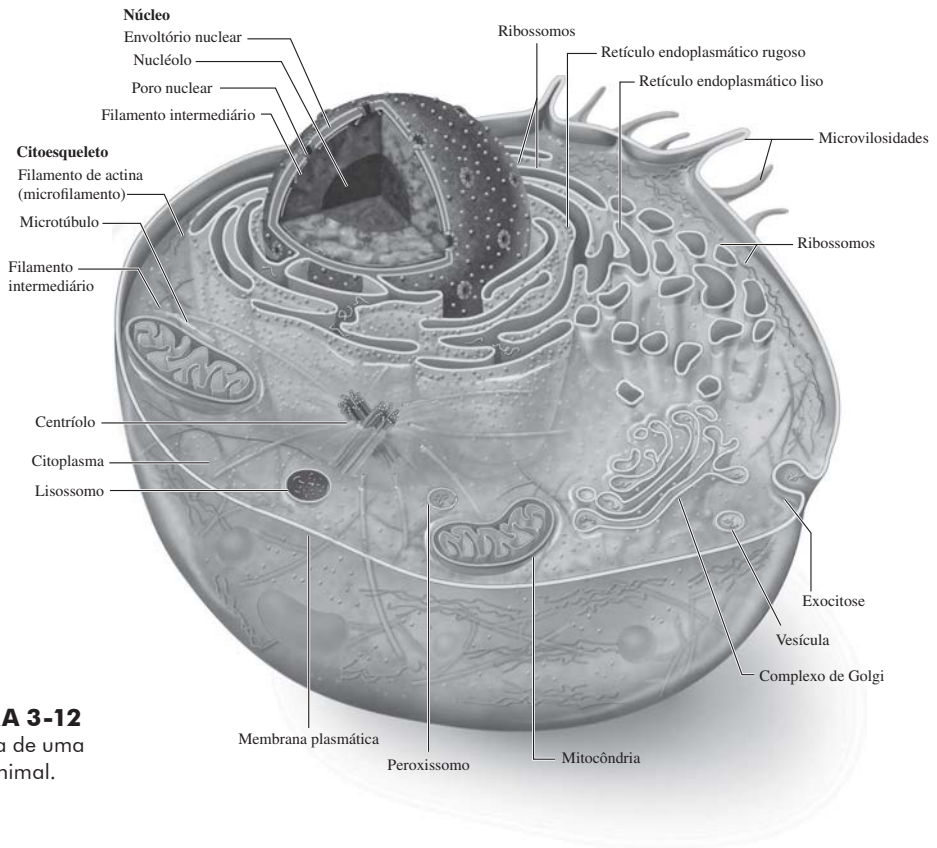


FIGURA 3-12
Estrutura de uma célula animal.

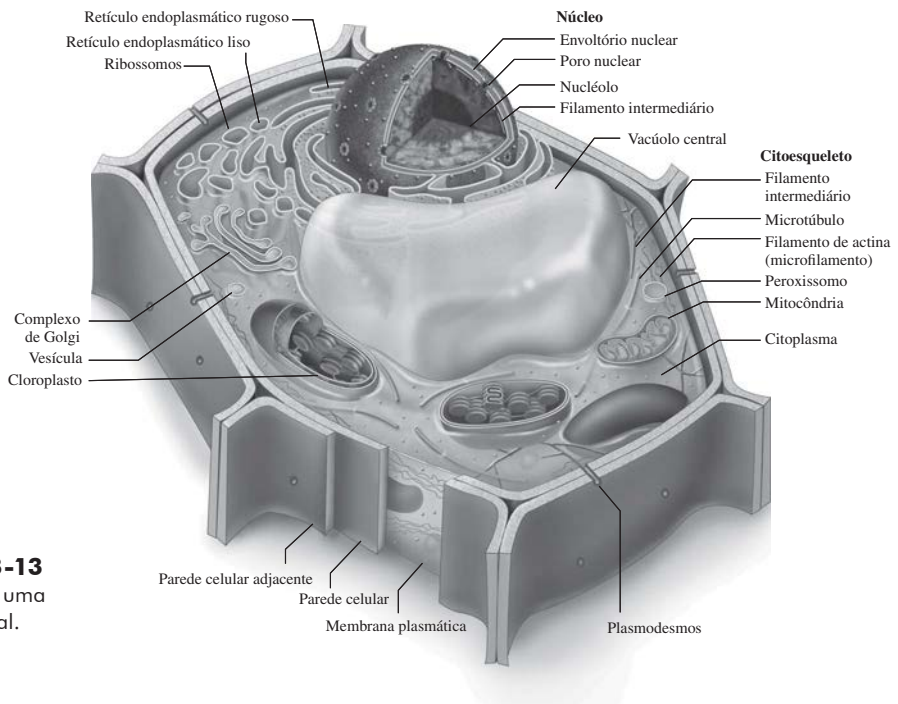


FIGURA 3-13
Estrutura de uma célula vegetal.

A água se movimenta através da membrana biológica segundo um processo chamado de osmose. A osmose é a difusão de um **solvente** entre duas soluções, através de uma membrana semipermeável. Se as concentrações da água dentro e fora da célula forem iguais, o fluxo de água através da membrana será zero. Esta condição é chamada de **isotônica**. Se a concentração da água fora da célula for maior, o fluxo de água ocorre para o interior da célula, e a condição é dita **hipotônica**. Se, por outro lado, a concentração da água no interior da célula for maior, ela flui para fora, no que é chamado de condição **hipertônica**. Como a difusão, a osmose é um processo passivo, uma vez que a célula não gasta energia nele.

Muitos compostos polares e íons não conseguem atravessar uma membrana por conta própria. Por exemplo, a molécula da glicose é muito grande para cruzar a membrana por difusão. Além disso, ela é insolúvel nos lipídios presentes na estrutura. Para transportar estas substâncias, a célula desenvolveu proteínas transportadoras especializadas, localizadas na membrana. Estes compostos transportadores são altamente seletivos para diferentes solutos. Muitas proteínas transportadoras têm um sítio de ligação, semelhante ao sítio ativo de uma enzima. Este processo de transporte é chamado de **difusão facilitada**. O funcionamento deste processo é objeto de muitas pesquisas. Como na difusão e no transporte passivo, a difusão facilitada não exige que a célula gaste energia para transportar moléculas.

O metabolismo de nutrientes por uma célula gera resíduos que precisam ser removidos. Entretanto, este processo é constante, e a sobrevivência de uma célula depende do transporte regular de nutrientes externos para o interior da unidade celular. Neste esforço, ela gasta energia para trazer nutrientes de uma região em que a concentração deles é baixa, para outra, onde ela é maior. O transporte de nutrientes contra um gradiente de concentração é chamado de **transporte ativo**. Enquanto você lê este texto, o seu corpo está gastando energia. Cerca de 40% da energia útil em um organismo é consumida no transporte ativo. Algumas células, como as renais, por exemplo, utilizam uma porcentagem muito maior. Nestas, aproximadamente 90% da energia é utilizada nessa modalidade de transporte. Isso não causa surpresa, uma vez que o papel de uma célula renal é bombear a glicose e os aminoácidos presentes na urina e injetá-los outra vez na corrente sanguínea, além de filtrar resíduos tóxicos do sangue e transportá-los para a urina.

O transporte ativo ocorre com a ajuda de proteínas específicas incorporadas às membranas. A energia despendida neste processo é cedida pelo ATP. A proteína transportadora bombeia íons através da membrana de forma ativa. Em alguns casos, como ocorre com os íons sódio e potássio, as proteínas contribuem com a diferença de potencial através da membrana e, durante este processo, a energia é armazenada em forma de voltagem. Esta é utilizada mais tarde, no desempenho das funções celulares.

A energia armazenada no transporte ativo é recrutada para o transporte de outros solutos através da membrana. Por exemplo, nas células vegetais este processo é chamado de **cotransporte**. Ele permite que a célula utilize o gradiente de H^+ (gerado pelas bombas de prótons) no transporte ativo de açúcares e de aminoácidos para o interior da célula, contra o gradiente de concentração. Para comparar, é como bombear água colina acima e absorver a energia na vazão de retorno para o sopé a fim de gerar eletricidade.

Algumas moléculas são volumosas demais ou têm caráter fortemente polar (as proteínas e os polissacarídeos, por exemplo) para serem transportadas pelos mecanismos discutidos. Nesses casos, a célula emprega um mecanismo especial baseado em uma **vesícula** (um compartimento envolto por uma membrana) para “engolir” ou expelir o material. O processo pelo qual a membrana da vesícula se conforma para o interior da organela, aprisionando e engolindo esta pequena porção de material presente no fluido extracelular, é chamado de **endocitose**. A endocitose é dividida em três tipos: a pinocitose, a fagocitose, e a endocitose mediada por receptores. A **exocitose** é um processo semelhante, exceto pelo fato de as células secretarem a macromolécula no fluido extracelular.

Na **pinocitose**, a célula “engole” gotículas de fluido extracelular, arrastando quaisquer compostos químicos ou matéria particulada presentes nele. Este processo é não específico na natureza, mas é muito comum no interior da célula.

Na **fagocitose** (que significa “ingestão pela célula”) os pseudópodes recobrem uma partícula, formando um invólucro semelhante a uma membrana. Este invólucro é suficientemente grande para ser classificado como vacúolo. A fagocitose é bastante específica, e ocorre apenas em células especializadas, como os macrófagos, tipo de glóbulo sanguíneo volumoso com papel no sistema imunológico. A ameba, que é um organismo unicelular, alimenta-se por fagocitose.

Diferentemente da pinocitose e da fagocitose, a **endocitose mediada por receptores** é muito específica. A membrana tem proteínas com sítios receptores especiais para dada macromolécula. Estas proteínas são expostas ao fluido extracelular, e podem aderir a uma macromolécula. Assim que a proteína e a molécula do receptor se unem, a membrana circundante se dobra para dentro da célula, formando uma vesícula que contém as duas moléculas. Esta libera os seus conteúdos no interior da célula e, após, retorna para a membrana, conformando-se para o exterior e reciclando a molécula do receptor e a membrana.

As organelas nas células eucarióticas

O núcleo de uma célula armazena a maior parte de suas informações genéticas, as quais definem as características estruturais e funcionais dela. De modo geral, o núcleo é a organela mais facilmente identificável em uma célula eucariótica, com diâmetro da ordem de 5 μm . É separado do citoplasma pelo envelope nuclear. A **cromatina**, massa de material fibroso composta de DNA e proteínas, é encontrada no núcleo. Durante a preparação para a divisão celular, as finas fibras de cromatina iniciam um processo de espiralização, condensando-se e formando estruturas visíveis e individualizadas, chamadas de cromossomos. O núcleo contém ao menos uma área de cromatina, chamada de **nucléolo**. Nele, o DNA ribossômico é sintetizado e combinado com proteínas para formar as subunidades ribossômicas. Estas são transportadas através dos poros nucleares para o interior do citoplasma. Aqui, as subunidades se organizam, formando os ribossomos.

Os **ribossomos** são organelas que sintetizam proteínas. Uma célula contém milhares dessas estruturas minúsculas, mas o número exato tem relação com a velocidade da síntese proteica. Os ribossomos podem estar “livres” (isto é, suspensos no citosol) ou “presos” (fixos no lado externo do retículo endoplasmático). As duas formas são estruturalmente idênticas e podem se alternar no papel que desempenham.

O sistema endomembranar, ilustrado na Figura 3-14, contém muitas das membranas da célula eucariótica, e inclui um envelope nuclear, o retículo endoplasmático, os lisossomos do complexo de Golgi, diversos vacúolos e a membrana plasmática. O **retículo endoplasmático (RE)** é composto de numerosas membranas redobradas, o que aumenta a superfície disponível para reações químicas. O retículo endoplasmático é de dois tipos, o liso e o rugoso.

O retículo endoplasmático liso não tem ribossomos na superfície citoplásmica. Esta organela está envolvida na síntese de lipídios, como os hormônios sexuais e os hormônios esteroides secretados pelas glândulas adrenais. As enzimas produzidas pelo retículo endoplasmático liso atuam na expulsão de venenos e toxinas. Nas células musculares, ele bombeia os íons cálcio do citosol, estimulando-as mediante um impulso nervoso.

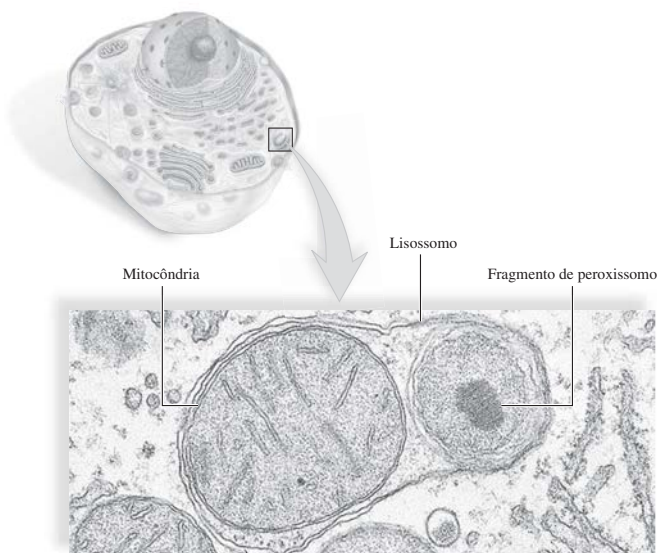
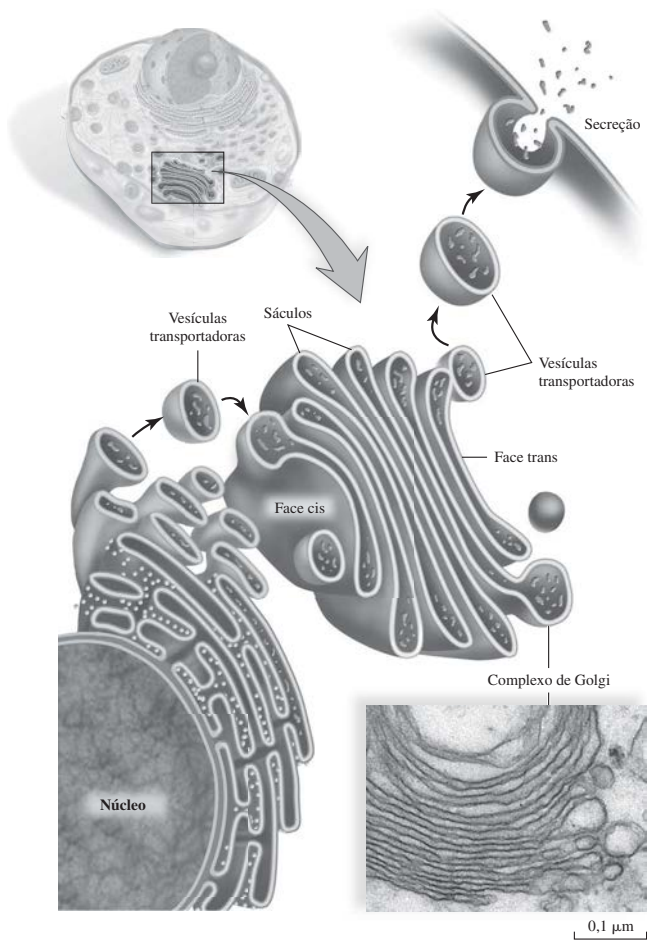
O retículo endoplasmático rugoso tem papel na síntese de proteínas secretadas, como a insulina. A aparência irregular, visível em microfotografias, é devido à presença de ribossomos na superfície citoplasmática do envelope nuclear.

O **complexo de Golgi** (ver a Figura 3-15) pode ser considerado um centro de produção, armazenagem, seleção e transporte. Nele, as macromoléculas sintetizadas no retículo endoplasmático são processadas para que desempenhem os seus papéis específicos e selecionadas em pacotes para o transporte a outros pontos da célula. O complexo de Golgi produz muitos polissacarídeos secretados pela célula. Outra função desta organela consiste em adicionar etiquetas de identificação a uma macromolécula, as quais sinalizam a presença desta para outras organelas.

Os **lisossomos** são os “lixeiros” da célula. Essas vesículas, que se encontram envoltas em uma membrana (Figura 3-16), armazenam as enzimas hidrolíticas necessárias para a digestão de proteínas, polissacarídeos, gorduras e ácidos nucleicos. O pH no interior do lisossomo é de aproximadamente 5,0. A morte celular pode ocorrer se as enzimas do lisossomo extravasam para o interior da célula. Os **peroxissomos** têm estrutura semelhante à das vesículas, mas contêm enzimas que geram o peróxido de hidrogênio para diversas funções, como a quebra de ácidos graxos em moléculas menores e a desintoxicação causada pelo álcool e outros compostos prejudiciais. O peróxido de hidrogênio produzido pelo peroxisossomo é tóxico para a célula e precisa ser armazenado no interior da membrana, para impedir o dano celular. O peroxisossomo também contém enzimas oxidantes que convertem o peróxido de hidrogênio em água, com a mesma finalidade.

Os **vacúolos** são estruturas delimitadas por uma membrana. As **vesículas**, semelhantes aos vacúolos, porém menores, também têm uma membrana que as envolve. Os vacúolos digestivos

FIGURA 3-15 Estrutura do complexo de Golgi.



Uma mitocôndria e um peroxissomo em um lisossomo.

FIGURA 3-16 Estrutura de um lisossomo.

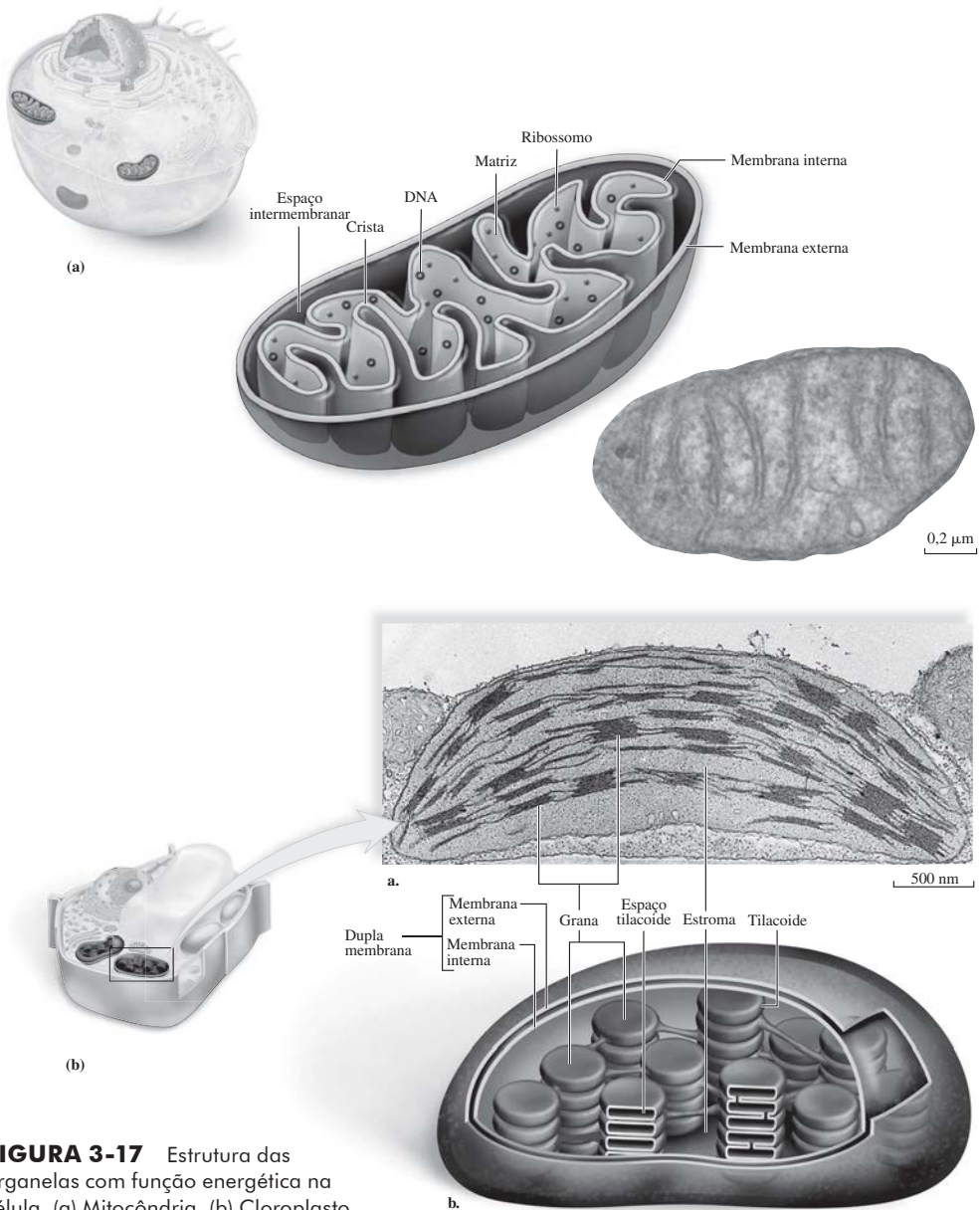


FIGURA 3-17 Estrutura das organelas com função energética na célula. (a) Mitocôndria. (b) Cloroplasto.

O **citoesqueleto** se estende ao longo do citoplasma, do núcleo à membrana celular. É responsável pela organização da localização das organelas, pela forma da célula, e pelo movimento das partes que a compõem. O citoesqueleto pode ser desmembrado em uma região da célula e rapidamente remontado em outra, o que permite alterar a forma dela. Além disso, interage com as proteínas chamadas de moléculas motoras. Essa interação possibilita o batimento de cílios e flagelos, usados durante o movimento celular. O citoesqueleto orienta a membrana celular na construção de vacúolos digestivos durante a fagocitose, e tem um possível papel na regulação

das funções celulares, transmitindo sinais mecânicos a outras organelas. É composto por microtúbulos, microfilamentos (filamentos de actina) e filamentos intermediários, cada qual com função própria, embora todos sejam formados por proteínas e ajudem a célula a desenvolver a sua forma e realizar as suas funções.

O **centrossomo** coordena a divisão celular. Destituído de membrana, ele contém um par de centríolos, mostrados na Figura 3-18. Estes são formados por microtúbulos organizados em forma de anel. Os centríolos atuam na formação de cílios e de flagelos.

Os cílios e os flagelos são apêndices celulares incumbidos da locomoção da célula. Eles agitam os fluidos em contato com a superfície celular. Os cílios são apêndices cilíndricos curtos que seguem um padrão de batimento ondulado. Têm cerca de 0,25 μm de diâmetro e aproximadamente 2 a 20 μm de comprimento. Os flagelos, que têm diâmetro semelhante, apresentam comprimento entre 10 e 200 μm . O seu padrão de batimento lembra um chicote. Tanto os cílios quanto os flagelos são presos à célula pelo corpo basal, que tem estrutura idêntica a um centríolo.

As organelas das células vegetais

As células vegetais têm várias organelas exclusivas e essenciais, como a parede celular, os plasmodesmos, os vacúolos centrais, o tonoplasto e os cloroplastos. Algumas organelas, como o

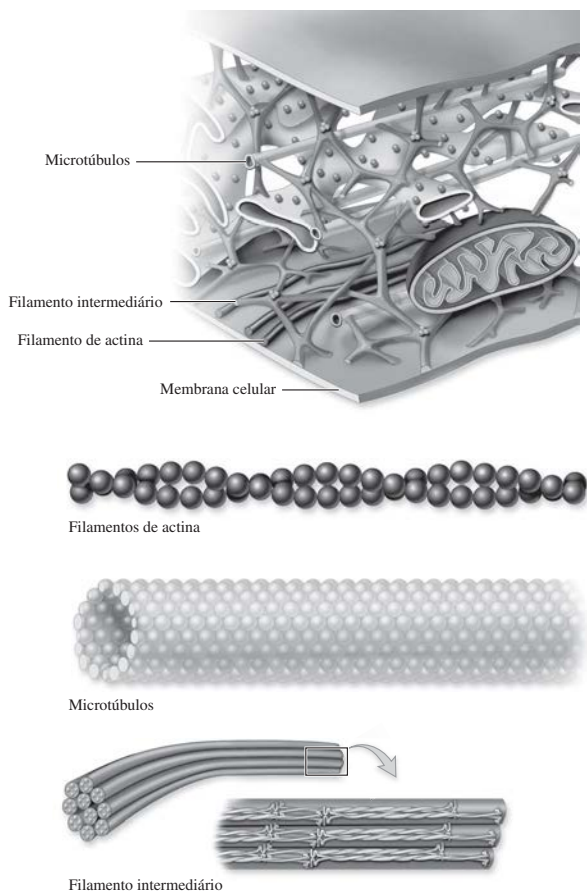


FIGURA 3-18 Os centríolos no citoesqueleto são compostos por microtúbulos.

núcleo, as mitocôndrias, o complexo de Golgi e o retículo endoplasmático, são comuns a células animais e vegetais. Os lisossomos e os centríolos são encontrados apenas em células animais.

A **parede celular** confere forma, resistência, rigidez e proteção à célula vegetal. Ela previne a absorção excessiva de água pela planta. Por ser composta quase exclusivamente de fibras de celulose incorporadas a uma matriz de proteínas e polissacarídeos, a parede celular é mais espessa do que a membrana plasmática. Os **plasmodesmos** são canais na parede celular que conectam os citoplasmas de células adjacentes.

O **vacúolo central** normalmente está presente nas células vegetais maduras. As mais jovens contêm muitos vacúolos relativamente menores. Esta organela armazena nutrientes, resíduos e vários íons. O vacúolo também está envolvido na quebra de resíduos e no crescimento da planta. O **tonoplasto** é a membrana que envolve o vacúolo central.

Os **plastídeos** ocorrem no citoplasma de células vegetais e protistas fotossintéticos. Todos os plastídeos contêm retículos membranosos encerrados em uma membrana dupla. São capazes de fotossintetizar e armazenar amidos, lipídios e proteínas, e contêm o seu próprio DNA e ribossomos. O cloroplasto é um tipo de plastídeo (Figura 3-17b). Ele confere à planta a sua cor verde, e converte a energia da luz solar em energia armazenada na forma de carboidratos, durante a fotossíntese. O número de plastídeos em uma célula varia com as condições ambientais e a espécie da planta.

As organelas celulares dos procariotos

Como vimos, as células procarióticas não possuem núcleo e outras organelas encontradas em células eucarióticas. De modo geral, a célula procariótica é do tamanho de uma mitocôndria, portanto, menor e mais simples do que uma célula eucariótica (Figura 3-11).

O **nucleoide** contém um único filamento circular de DNA em dupla hélice. Alguns procariotos apresentam **plasmídeos**, moléculas pequenas e circulares de DNA dotadas a capacidade de autorreplicação e separadas do cromossomo. Um plasmídeo tem um número muito pequeno de genes, nenhum dos quais é necessário para a sobrevivência e a reprodução de uma célula procariótica. Em linhas gerais, os plasmídeos são responsáveis pela sobrevivência celular em condições extremas, além de conferirem resistência a antibióticos e a alguns compostos químicos.

Todos os procariotos têm uma parede celular. Algumas células procarióticas exibem uma camada gelatinosa, chamada de **cápsula**, que recobre a parede celular. Os procariotos também apresentam **flagelos**, os quais se movem como hélices. Outros têm apêndices ocos, chamados de **fímbrias**, que permitem a adesão à outra célula ou a alguma superfície.

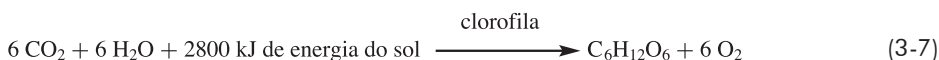
3-4 A ENERGIA E O METABOLISMO

Todas as formas de vida necessitam de energia para realizar suas funções e sobreviver. Você precisou de energia para escovar os dentes hoje pela manhã, para caminhar até a sala de aula, para segurar o garfo e comer o seu jantar, e para ir para a cama à noite. A energia gasta vem dos alimentos que você consome. O mesmo é válido para as árvores pelas quais você passou ao se dirigir para a sala de aula, para as flores plantadas no jardim do campus ou para as algas que flutuam na superfície de um lago. A energia gasta no funcionamento e na sobrevivência de uma célula vegetal vem da luz solar.

As células, a matéria e a energia

A vida tal como a conhecemos seria impossível, não fosse pelo fluxo de energia nos organismos. O sol é a principal fonte desta energia, já que todas as formas de vida dependem das plantas, as quais utilizam a luz solar.

A fotossíntese. O processo pelo qual as plantas clorofiladas convertem energia solar em energia química (na forma de açúcares) é chamado de **fotossíntese**. O processo é representado de forma simplificada pela equação:



No entanto, na verdade a fotossíntese é um processo muito complexo, que envolve mais de 100 diferentes reações químicas. Em linguagem simples, a fotossíntese se divide em duas fases: a fase “clara” e a fase “escura”. É na fase clara que ocorrem as reações químicas mediadas pela luz. As substâncias envolvidas conduzem as reações de síntese, durante a qual energia química é armazenada na forma de ligações químicas na molécula de glicose.

Todas as plantas contêm pigmentos que absorvem diferentes comprimentos de onda da luz. A maioria das folhas das plantas apresenta clorofila, pigmento que absorve a luz nas faixas de comprimento de onda entre 450 e 475 nm, e entre 650 e 675 nm. A clorofila também converte a energia absorvida em uma forma capaz de promover as reações de síntese. Para que a absorção de luz e a conversão de energia ocorram, a clorofila deve estar dentro do cloroplasto.

De modo geral, o cloroplasto é muito pequeno. Para termos uma noção de seu tamanho, é possível alinhar cerca de 5 mil deles em 1 cm. Todavia, um único cloroplasto é capaz de realizar centenas de milhares de reações em um segundo. É composto por duas membranas, a interna e a externa, as quais envolvem a massa de estroma (um material semilíquido rico em proteínas). É no estroma que estão localizados os tilacoides, sistemas membranares de vesículas interconectadas e empilhadas que formam o granum. A fotossíntese ocorre no estroma e na membrana tilacoide, a qual contém os pigmentos que absorvem a luz e os compostos químicos envolvidos na cadeia de reações de transporte de elétrons. A grande área superficial do sistema tilacoide aumenta a eficiência das reações fotossintéticas. As reações de síntese ocorrem no estroma.

A fotossíntese se divide em três etapas:

1. A energia luminosa é capturada pelos pigmentos.
2. O ATP e o NADPH são sintetizados.
3. O carbono é fixado em carboidratos, de acordo com reações chamadas de ciclo de Calvin.

Na primeira etapa, os pigmentos presentes nas membranas tilacoides absorvem a luz e, mediante as reações que ocorrem na segunda (conduzidas pela luz), transferem a energia para o ADP e o NADP⁺, formando o ATP e o NADPH. A clorofila a é o único pigmento capaz de transferir energia luminosa para a realização das reações de fixação de carbono. Já a clorofila b e os carotenoides transferem energia para a clorofila a, auxiliando no ciclo. Na terceira etapa, o açúcar é produzido a partir do dióxido de carbono (no estroma), utilizando-se o ATP como fonte de energia e o NADPH como poder redutor.

As rotas catabólicas. A energia é armazenada por compostos químicos nas ligações entre átomos. Os compostos orgânicos complexos no interior da célula, ricos em energia útil, são degradados em substâncias menores e com teor energético reduzido. Estas reações são intermediadas por enzimas. Parte da energia liberada por essas reações pode ser usada para realizar trabalho. O restante é dissipado na forma de calor. As duas rotas catabólicas mais comuns e que geram energia são a respiração celular e a fermentação.

A respiração celular é um processo de três etapas que envolve a glicólise, o ciclo de Krebs (também chamado de ciclo do ácido cítrico e ciclo do ácido tricarboxílico, ou TCA) e a cadeia de transporte de elétrons e a fosforilação oxidativa, como mostra a Figura 3-19. As duas primeiras etapas são processos catabólicos que envolvem a decomposição da glicose e de outros compostos químicos. Nas células eucarióticas, a glicólise ocorre no citosol, enquanto o ciclo de Krebs se dá na mitocôndria. Durante a glicólise, uma molécula de glicose é quebrada em duas moléculas de piruvato. A glicólise também gera duas moléculas de ATP e de NADH. Durante a glicólise e o ciclo de Krebs, os elétrons são fornecidos (via NADH) à cadeia de transporte, quando iniciam a fosforilação oxidativa. O CO₂ é liberado no ciclo de Krebs. Neste também é gerada uma molécula de ATP, e são transferidos elétrons para três NAD⁺ e uma de FAD. A fosforilação oxidativa, isto é, o processo pelo qual o ATP é sintetizado, é realizada pelas reações redox que transferem elétrons do substrato (isto é, dos nutrientes) para o oxigênio. Ao final das reações em cadeia, os elétrons são repassados ao oxigênio, reduzindo-o a H₂O. Este processo é muito eficiente, pois é capaz de produzir até 38 moléculas de ATP, a partir da conversão de uma única molécula de glicose em CO₂.

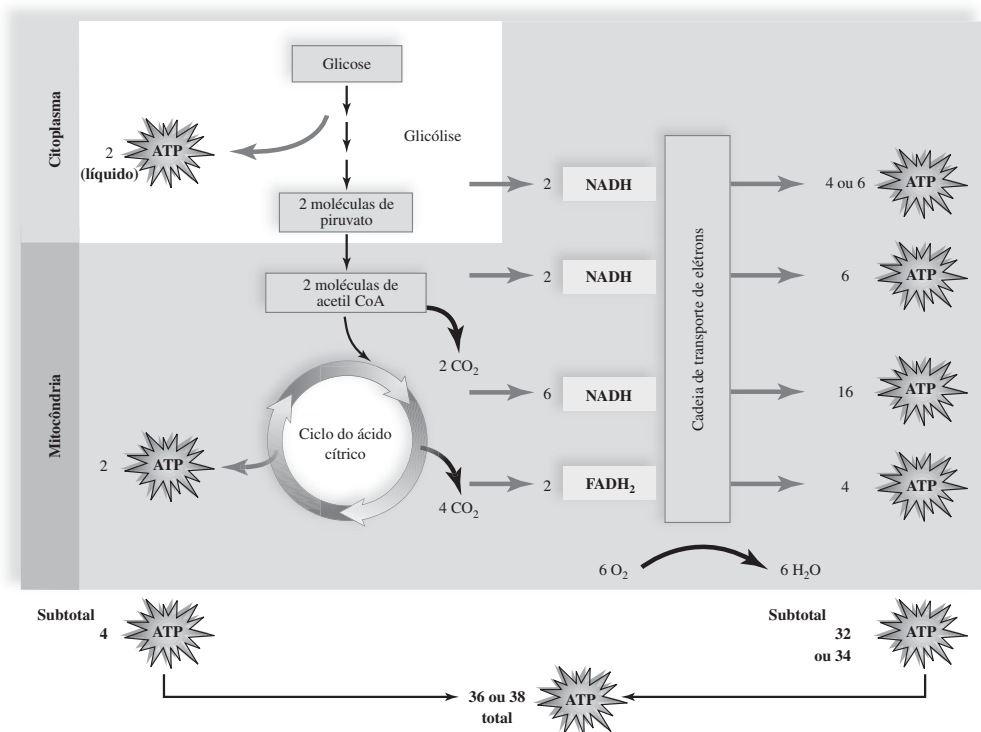


FIGURA 3-19 Esquema da respiração celular, indicando a produção total de energia por molécula de glicose.

EXEMPLO 3-2

A atividade respiratória pode ser determinada monitorando-se o consumo de oxigênio ou a produção de dióxido de carbono.



Uma experiência mediu a variação no volume gasoso utilizando-se um respirômetro contendo 25 sementes germinantes de ervilha. A experiência foi realizada em duas temperaturas (10°C e 20°C) e na ausência de luz, para impedir a fotossíntese. O CO₂ produzido durante a respiração celular foi removido fazendo-o reagir com hidróxido de potássio (KOH). A reação formou carbonato de potássio sólido (K₂CO₃). Com isso, somente o oxigênio consumido foi medido. Os resultados obtidos foram:

Tempo (min)	Diferença corrigida considerando-se o controle (mL)	
	10°C	20°C
0	—	—
5	0,19	0,11
10	0,31	0,19
15	0,42	0,39
20	0,78	0,93

1. Calcule o número de mols de oxigênio consumidos após 20 minutos. Suponha que a pressão atmosférica seja 1 atm.

2. Calcule a constante de velocidade para cada dado, supondo que a cinética de reação seja de primeira ordem. Explique os seus resultados.

Solução

1. Os volumes de oxigênio consumidos após 20 minutos foram 0,78 mL a 10°C e 0,93 mL a 20°C. O número de mols de oxigênio pode ser calculado utilizando-se a lei dos gases ideais:

$$PV = nRT$$

Resolvendo para n:

$$n = PV/RT$$

A 10°C:

$$n = \frac{(1 \text{ atm})(0,93 \text{ mL})(10^{-3} \text{ L} \cdot \text{mL}^{-1})}{(0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(20 + 273 \text{ K})}$$

$$= 3,9 \times 10^{-5} \text{ mols de O}_2$$

A 20°C:

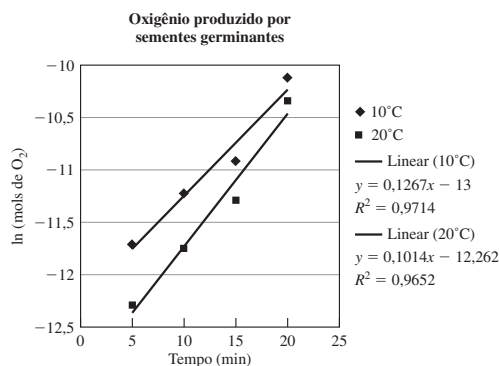
$$n = \frac{(1 \text{ atm})(0,78 \text{ mL})(10^{-3} \text{ L} \cdot \text{mL}^{-1})}{(0,082 \text{ atm} \cdot \text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(10 + 273 \text{ K})}$$

$$= 3,9 \times 10^{-5} \text{ mols de O}_2$$

2. Utilizando-se a mesma abordagem empregada em (1), o número de mols de oxigênio pode ser calculado para os dois conjuntos de dados:

Tempo (min)	10°C Vol (mL)	20°C Vol (mL)	10°C n (mols)	20°C n (mols)	10°C ln (n)	20°C ln (n)
0	—	—	—	—	—	—
5	0,19	0,11	$8,19 \times 10^{-6}$	$4,58 \times 10^{-6}$	-11,7	-12,3
10	0,31	0,19	$1,34 \times 10^{-5}$	$7,91 \times 10^{-6}$	-11,2	-11,7
15	0,42	0,3	$1,81 \times 10^{-5}$	$1,62 \times 10^{-5}$	-10,9	-11,0
20	0,78	0,93	$3,36 \times 10^{-5}$	$3,87 \times 10^{-5}$	-10,3	-10,2

O logaritmo natural do número de mols pode ser representado em relação ao tempo para calcular as inclinações e a constante de velocidade:



Fonte: <http://www.scribd.com/doc/7570252/AP-Biology-Lab-Five-Cell-Respiration>
<http://www.biologyjunction.com/Cell%20Respiration.htm>

Como mostra o gráfico, a constante de velocidade é $0,10 \text{ min}^{-1}$ e $0,13 \text{ min}^{-1}$ para as sementes a 10°C e a 20°C , respectivamente. Este aumento está dentro do intervalo esperado, uma vez que a atividade metabólica das sementes aumenta com a temperatura.

A fermentação é a rota catabólica menos eficiente. Durante o processo, os açúcares são parcialmente degradados na ausência de oxigênio, isto é, em condições anaeróbicas. Como etapa adicional da glicólise (a quebra de 1 mol de glicose em dois mols de piruvato), a fermentação gera ATP. Em condições aeróbicas, os elétrons são transferidos do NADH para o piruvato ou seus derivados. Existem várias modalidades de fermentação, mas os dois tipos mais comuns são a fermentação alcoólica e a fermentação do ácido láctico.

A fermentação alcoólica converte o piruvato em etanol. Este processo tem duas etapas. Como mostra a Figura 3-20, na primeira etapa, o dióxido de carbono é eliminado do piruvato, que é convertido em acetaldeído (HCOCH_3). Este composto é reduzido a etanol, pelo NADH. A fermentação tem papel importante no tratamento anaeróbico de águas residuárias.

A Figura 3-20 também mostra que, durante a fermentação do ácido láctico, o piruvato é reduzido a lactato. Esta reação é intermediada pelo NADH e não libera dióxido de carbono.

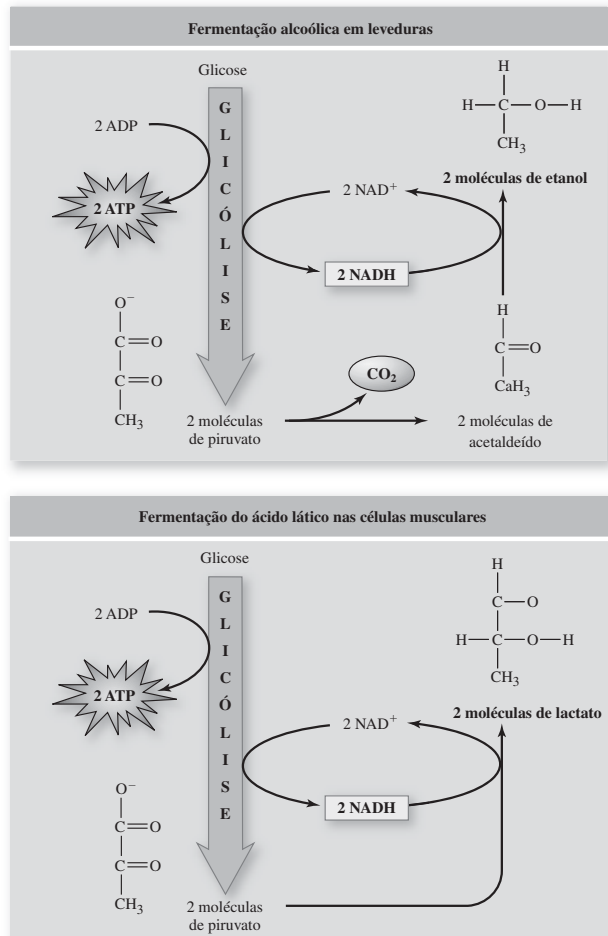


FIGURA 3-20 As leveduras realizam a conversão do piruvato em etanol. As células musculares convertem o piruvato em lactato, que é menos tóxico do que o etanol. Em cada caso, a redução de uma molécula de glicose oxida o NADH em NAD^+ , para permitir que a glicólise continue transcorrendo em condições anaeróbicas.

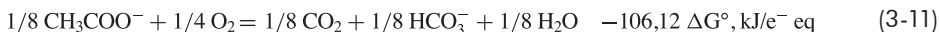
O processo não tem relevância significativa na engenharia ambiental, mas é importante na produção de queijos e de iogurtes.

EXEMPLO 3-3

Utilizando as duas semirreações dadas para a oxidação do acetato em dióxido de carbono e a redução do oxigênio molecular em água, calcule a quantidade de energia consumida ou liberada por mol de acetato consumido. Prove que a produção de energia da oxidação de um mol de glicose é maior do que a da energia da oxidação do acetato.

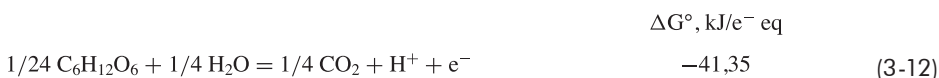


Solução Quando as duas semirreações da oxidação do acetato são combinadas, obtemos:

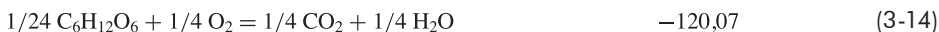


A oxidação do acetato para formar dióxido de carbono e água resulta na liberação de 106,12 kJ de energia por mol de elétrons transferidos. Para obter a energia por mol de acetato oxidado, precisamos multiplicar este valor por 8, já que a reação é escrita para 1/8 mol de acetato. Logo, $8(106,12) = 848,96$ kJ são liberados.

As semirreações da oxidação da glicose em dióxido de carbono e água são:



A reação global é:



Portanto, um mol de glicose produz 2881,68 kJ de energia, o que é muito mais do que é liberado por um mol de acetato.

3-5 A REPRODUÇÃO CELULAR

A capacidade de um organismo de se reproduzir é uma das características mais intrigantes que diferenciam os seres vivos da matéria inanimada. A vida existe por conta da reprodução celular, também chamada de **divisão celular**.

O ciclo da célula

O ciclo da célula tem dois estágios: o crescimento e a divisão. Na fase de crescimento, chamada de **interfase**, a célula cresce e copia os seus cromossomos em preparação para a divisão. A interfase representa cerca de 90% do tempo total do ciclo celular. É nela que o volume e a massa celulares aumentam, à medida que material celular novo é sintetizado.

A primeira etapa da interfase é chamada de **fase G1** (ou gap 1). Esta etapa é caracterizada pelo crescimento celular rápido e pela atividade metabólica alta. Logo que a fase G1 termina, a célula pode entrar em uma fase de repouso, ou prosseguir para a próxima, chamada de síntese, ou **fase S**. Na fase de repouso, o metabolismo continua, mas a célula não se replica, não avançando no ciclo celular. Durante a fase S, o DNA é sintetizado e os cromossomos são replicados. Ao final dela, a célula passa para a segunda fase de crescimento, chamada de **fase G2** (ou gap 2). Nesta, a célula continua crescendo e produzindo proteínas e organelas citoplasmáticas, além de se preparar para a divisão propriamente dita. A fase G2 é uma etapa posterior da interfase, na qual o núcleo se encontra bem definido e o envoltório nuclear permanece intacto. Os cromossomos se multipli-

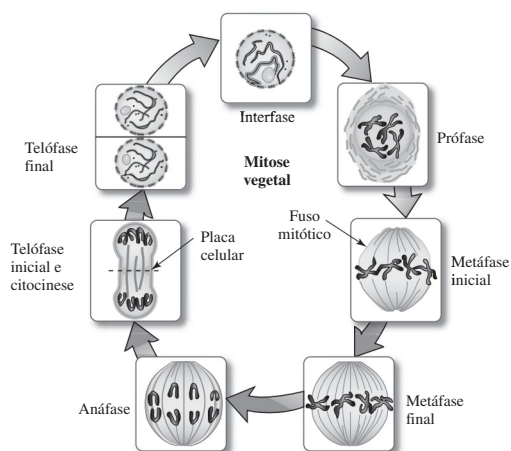


FIGURA 3-21 Os estágios da mitose em uma célula vegetal.

caram, mas estão presentes na forma de fibras de cromatina soltas. A etapa seguinte, chamada de **fase mitótica**, envolve a **mitose** (a divisão do núcleo da célula) e a divisão celular propriamente dita. Esta inclui a divisão do citoplasma e a formação de duas células novas.

A mitose normalmente tem cinco subfases: a **prófase**, a **prometáfase**, a **metáfase**, a **anáfase** e a **telófase**. Como mostra a Figura 3-21, durante a **prófase**, as fibras de cromatina se condensam, acarretando a formação de cromossomos visíveis ao microscópio. Estes têm a forma da letra X, cujas metades são cópias do cromossomo original. Os nucléolos e a membrana nuclear já não são visíveis. Os centríolos migram para extremidades opostas da célula. As fibras do fuso mitótico começam a se formar entre os dois centríolos.

O segundo estágio da mitose é a **prometáfase**. Nela, o envoltório nuclear se rompe e os microtúbulos do fuso mitótico se deslocam para a área nuclear, misturando-se entre os cromossomos. Feixes de microtúbulos se alinham a partir de cada polo do fuso, na direção do centro da célula. Um cinetócoro se forma no centro de cada par de cromátides. Os microtúbulos não cinetocóricos se organizam com aqueles localizados no polo oposto da célula.

O estágio seguinte é a **metáfase**, na qual os cromossomos se dispõem ao longo da placa metafásica (um plano imaginário que divide a célula em duas partes). As fibras do fuso mitótico estão presas ao centrômero dos cromossomos replicados. Uma delas se fixa a uma cromátide, o que garante que cada célula-filha carregue as mesmas informações genéticas.

O quarto estágio é a **anáfase**. Nesta etapa, os centrômeros se dividem e as cromátides-irmãs se separam e se deslocam para as extremidades opostas da célula. Cada uma dessas cromátides é um novo cromossomo. Os polos da célula se distanciam. Ao final desta fase, as metades das células contêm conjuntos idênticos de cromossomos.

A última etapa é a **telófase**, quando os núcleos-filhos se formam nos dois polos. Os fragmentos do invólucro nuclear da célula-mãe se recombinaem, formando um novo invólucro. Os cromossomos começam a se desemaranhar, tornando-se menos visíveis. A mitose se completa, e a citocinese está em pleno andamento.

Durante a citocinese, o citoplasma se separa e duas células novas se formam. As fibras do fuso se desintegram, desaparecendo. O nucléolo se rematerializa. Uma membrana nuclear é formada para envolver cada conjunto de cromossomos. Por fim, a membrana celular ganha forma. Nas células vegetais, a parede celular se completa, e as duas células novas estão finalizadas.

A reprodução assexuada

Diferentemente da reprodução sexuada, a **reprodução assexuada** não envolve a formação e a fusão de células sexuais (também chamadas de gametas). Neste tipo de reprodução, um único organismo dá origem a seus descendentes, os quais contêm cópias exatas dos genes do organismo progenitor e, portanto, são clones deste. A reprodução assexuada é o mecanismo pelo qual se reproduzem os organismos unicelulares, como as leveduras, por exemplo.

Os organismos procariotos, entre os quais está a maioria das bactérias, reproduzem-se por **fissão binária**. Na maioria das espécies bacterianas o material genético é armazenado por um cromossomo apenas. Este é composto por uma única fita circular de DNA. Sabe-se que, devido à ausência de fusos mitóticos, o cromossomo precisa se dividir por outro caminho, embora o mecanismo atuante nesta divisão não tenha sido esclarecido. A célula bacteriana prossegue crescendo durante a reprodução, atingindo o seu tamanho máximo (o dobro do tamanho inicial) ao final do processo. A nova célula tem o genoma completo da espécie. A cinética da fissão binária é discutida no Capítulo 5.

Alguns organismos multicelulares, entre os quais muitos invertebrados, têm reprodução assexuada. Por exemplo, as espécies do gênero *Hydra*, as quais têm parentesco com a água-viva, reproduzem-se por **brotamento**. Neste processo, os descendentes surgem na superfície do organismo-mãe. Outras espécies, como as esponjas, recorrem à formação e liberação de uma **gêmula** (broto interno) para como mecanismo reprodutivo. As gêmulas são massas especializadas de células capazes de se desenvolver em um organismo independente. As planárias são vermes achatados de hábitos carnívoros que se reproduzem por fissão ou **fragmentação**, processo pelo qual o organismo-mãe se parte em vários segmentos dotados da capacidade de gerar outros indivíduos. As estrelas-do-mar se reproduzem por **regeneração**, na qual um pedaço destacado do organismo-mãe se desenvolve em um novo indivíduo.

A reprodução sexuada

A reprodução sexuada resulta na diversidade que você observa em sua sala de aula, no supermercado e até nas pessoas de uma mesma família. Nesta modalidade de reprodução os descendentes apresentam uma combinação genética exclusiva, herdada dos dois pais. A reprodução sexuada envolve a união de duas células (uma de cada progenitor) para formar um zigoto. Este contém cromossomos dos dois progenitores, mas não o dobro do número de células de uma célula somática (isto é, qualquer célula que não seja um zigoto). Qual é a explicação para isso? A resposta está no processo chamado de **meiose**, que ocorre apenas nos órgãos reprodutores. A meiose é responsável pela formação dos gametas, as células reprodutivas (isto é, o espermatozoide e o óvulo). Os gametas são **haploides** e, por esta razão, contêm apenas uma cópia de cada tipo de cromossomo. Nos seres humanos, o número haploide, n , é igual a 23. Nos cães, $n = 39$ e, na língua-de-cobra, uma espécie de faia, $n = 630$! Quando um espermatozoide haploide se une a um óvulo haploide durante a fertilização, o zigoto resultante contém os cromossomos dos dois pais. O zigoto apresenta dois conjuntos de cromossomos e, por isso, é **diploide**. Todas as células somáticas são diploides.

Os organismos que se reproduzem pela via sexuada têm três tipos de ciclos de vida. A meiose e a fertilização se alternam nesses organismos, embora a duração destes eventos varie de acordo com a espécie.

Nos animais, inclusive os seres humanos, os gametas são sempre células haploides. A meiose ocorre durante a formação destes, que não passam por divisão celular antes da fecundação. O zigoto, que é diploide, se divide por mitose, resultando na formação de um organismo multicelular, com células diploides.

A maioria dos fungos e algumas algas se reproduzem de acordo com um segundo tipo de ciclo de vida. Nestes organismos, os gametas se unem para formar um zigoto diploide. A meiose ocorre antes de os organismos descendentes se desenvolverem, o que por sua vez resulta em um organismo adulto multicelular haploide. O organismo maduro produz gametas por mitose, não meiose, como ocorre com outros animais. O zigoto é a única célula diploide nestas espécies de organismos.

As plantas e algumas espécies de algas têm um ciclo complexo, chamado de **alternância de gerações**, que inclui os estágios multicelulares diploide e haploide. O primeiro é chamado de **esporófito**. Os **esporos**, que são haploides, são produzidos quando o esporófito sofre meiose. O esporo passa por mitose e forma um **gametófito**. Este é multicelular, haploide e sofre mitose, formando gametas. Dois gametas se unem durante a fecundação, resultando em um zigoto diploide que se desenvolve em uma geração de esporófitos.

Em condições desfavoráveis para a reprodução assexuada, as bactérias, podem se multiplicar pela via sexuada, em um processo chamado de **conjugação**. O pilus, fímbria tubular longa especializada para a reprodução, liga uma bactéria à outra, a qual transfere todo ou parte de seu cromossomo para a primeira. Com o novo material genético, a célula recipiente se divide por fissão binária. Este processo gera células com novas combinações genéticas e, portanto, melhora as possibilidades de as novas células se adaptarem às mudanças no ambiente em que vivem.

3-6 A DIVERSIDADE DOS SERES VIVOS

Todas as plantas, animais e outros organismos podem ser classificados de acordo com suas características. O filósofo grego Aristóteles, que viveu no século IV a.C., classificou os seres vivos em dois grandes grupos, *Plantae* e *Animalia*. Para descrevê-los, Aristóteles criou o termo **reino** – o qual ainda é empregado, 2300 anos depois. Em seu tratado *Systema Naturae*, Carl von Linné (também chamado de Linneus, ou Lineu, em português) refinou esta classificação, mas manteve os dois reinos identificados por Aristóteles. Lineu deu muita importância ao papel da reprodução sexuada, e classificou as plantas de acordo com o número e a disposição dos órgãos sexuais. Até a década de 1960, os livros de biologia faziam referência apenas aos reinos animal e vegetal. O primeiro incluía os protozoários, enquanto as bactérias eram classificadas no reino vegetal. Em 1957, o professor Robert J. Whittaker, da Universidade de Cornell, argumentou que a classificação dos seres vivos com base em dois reinos já não representava a realidade. Em 1969 foi proposto um sistema com cinco reinos, o qual foi amplamente aceito pela comunidade científica. Estes reinos eram: *Animalia*, *Plantae*, *Fungi*, *Protista* e *Monera*. Os quatro primeiros foram reservados para os organismos eucariotos. O reino *Monera* abriga exclusivamente os organismos procariotos.

O sistema proposto por Whittaker dividiu os organismos multicelulares em reinos com base em hábitos alimentares. Os organismos autotróficos, isto é, aqueles que são capazes de fotossintetizar os nutrientes de que necessitam, foram incluídos no reino *Plantae*. Aqueles que utilizam compostos orgânicos como fonte de carbono (heterotróficos) e são absorvedores foram classificados no reino *Fungi*. A maioria dos fungos são decompositores que residem no alimento a ser consumido. Estes organismos secretam proteínas capazes de digerir compostos orgânicos e de absorver a matéria pré-digerida. O reino *Animalia* abriga os organismos heterotróficos, os quais são dotados de órgãos especializados capazes de digerir os nutrientes consumidos.

O reino *Protista* inclui os organismos remanescentes, que não se encaixam nos outros reinos. A maioria dos protistas é unicelular, embora alguns organismos multicelulares estejam classificados neste reino. Todos os protistas são aeróbios e têm mitocôndrias responsáveis pela respiração celular. Alguns apresentam cloroplastos, e realizam a fotossíntese. Os protozoários, os fungos limosos e as algas também estão neste reino.

Os avanços na pesquisa na genética e na biologia molecular revelaram que o sistema de classificação em cinco reinos não era apropriado. Utilizando técnicas moleculares, os microbiologistas descobriram que há dois tipos de bactérias com genéticas e metabolismos muito distintos e, portanto, não pertencem ao mesmo reino. Este foi apenas um dos problemas no sistema de cinco reinos que motivaram os cientistas a definirem um sistema de classificação baseado em três domínios, ou super-reinos (Figura 3-22): *Bacteria*, *Archaea* e *Eukarya* (ou *Eukaryota*). Os organismos pertencentes ao domínio *Archaea* são “fósseis vivos”, remanescentes de um passado muito distante, quando o oxigênio ainda não estava presente na atmosfera terrestre. O domínio *Bacteria* inclui as verdadeiras bactérias, como as cianobactérias e as enterobactérias. O terceiro domínio, *Eukarya*, é composto por organismos eucariotos dotados de um núcleo real em suas células, além de uma ampla gama de outros organismos, desde protistas, até humanos. No entanto, persistem algumas controvérsias acerca de como estes domínios se inter-relacionam, de quantos reinos ou grupos se inserem em cada domínio, e de como a este sistema de classificação se encaixa à história evolutiva da Terra. Porém, existe a certeza de que mais pesquisas são necessárias para os biólogos chegarem a um consenso sobre estes temas.

3-7 OS DOMÍNIOS BACTERIA E ARCHAEA

As ciências e a engenharia ambientais não seriam os campos de conhecimento que conhecemos, não fosse pelas bactérias e arqueas. Na verdade, o mundo seria muito diferente sem esses organismos. A massa coletiva de todas as bactérias e arqueas é, no mínimo, 10 vezes maior do que a dos eucariotos. O número de bactérias e arqueas encontrados em uma pá de terra é maior do que o número total de pessoas que já viveram na Terra. Os tanques de lodo ativado e os filtros biológicos utilizados no tratamento de efluentes (ver o Capítulo 11) não funcionariam sem estes organismos. Os ciclos do carbono, do nitrogênio, do enxofre e do fósforo seriam bruscamente interrompidos se as bactérias e as arqueas não existissem. Por essa razão, precisamos dedicar uma seção deste capítulo a estes organismos importantes.

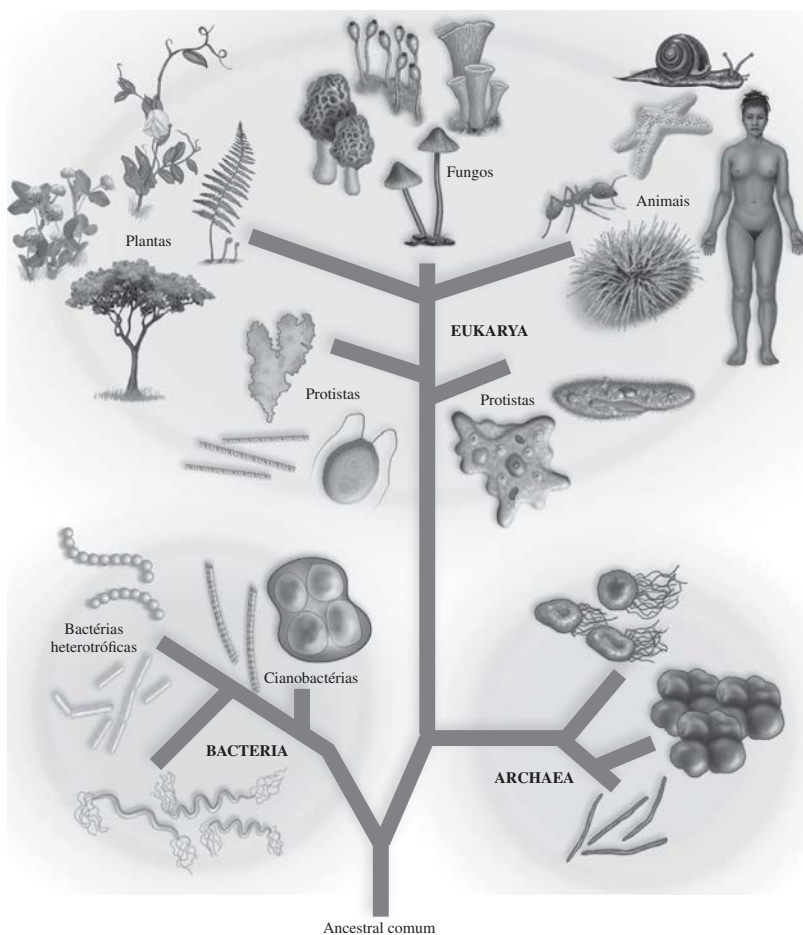


FIGURA 3-22
Os domínios
Eukarya, Bacteria
e Archaea.

Archaea

No sistema tradicional de classificação de cinco reinos, os microrganismos procariotos unicelulares (formalmente chamados de procariotos) estão incluídos no reino Monera. No sistema de três domínios, estes organismos são agrupados nos reinos Bacteria ou Archaea. Como vimos, os organismos pertencentes ao domínio Archaea são, essencialmente, fósseis vivos que se desenvolveram no intervalo de um bilhão de anos após a formação da Terra. As arqueas não são bactérias (razão pela qual o termo Archaeobacteria já não é empregado); seus genes diferem, de forma significativa, daqueles das bactérias. Contudo, tanto o super-reino Archaea quanto o Bacteria têm um único cromossomo circular, embora os organismos de ambos possam apresentar anéis menores de DNA, chamados de **plasmídeos**, que contêm apenas alguns genes. A membrana celular das arqueas não é composta pelos mesmos lipídeos encontrados em outros organismos; ao contrário, suas membranas são formadas por cadeias de isopreno. As arqueas são muito pequenas, da ordem de 1 μm de comprimento. A exemplo das bactérias verdadeiras, as arqueas têm formas diversas. Os **cocos** são esféricos, mas podem apresentar lobos. Os **bacilos** têm forma de bastonete. Podem ser curtos, longos ou apresentar a forma de um chicote. Existem também arqueas, menos comuns, triangulares ou retangulares.

As arqueas podem não apresentar, ou ter um ou mais flagelos. Quando presentes, normalmente estão localizados em apenas um lado do organismo. As arqueas também podem secretar proteínas, as quais são utilizadas na adesão destes seres, uns aos outros, para formar grandes aglomerados.

Como qualquer microrganismo unicelular, as arqueas não têm membranas internas ou um núcleo verdadeiro. A maioria destes organismos tem uma parede celular, que os protege das condições extremas nas quais vivem. Diferentemente das bactérias, a parede celular das arqueas não contém peptidoglicano. A celulose, presente nas células vegetais, também está ausente. As características químicas da parede celular das arqueas não são vistas em outras formas de vida na Terra. Em contrapartida, os ribossomos das arqueas são muito mais semelhantes aos dos eucariotos do que aos de outros procariotos. A metionina, o aminoácido iniciador da síntese proteica, é encontrada nos membros dos domínios Archaea e Eukarya, mas está ausente nos membros do domínio Bacteria (nestes, a metionina é substituída pela formil-metionina).

As arqueas muitas vezes são agrupadas com base no ambiente extremo em que vivem. Os **halófilos extremos** habitam ambientes salinos, como o Grande Lago Salgado e o Mar Morto. Estes organismos sobrevivem em soluções salinas com concentrações entre 15% e 20%, isto é, entre cinco e seis vezes mais altas do que a concentração de sal na água do mar. Todavia, não sobrevivem em meios com salinidade menor. Os **termófilos extremos** vivem em ambientes muito quentes e quase sempre ácidos. A maior parte destes organismos sobrevive entre 60°C e 80°C, embora uma espécie metabolizadora de enxofre consiga se reproduzir em águas a 105°C, junto aos respiradouros hidrotermais vistos nas profundezas submarinas. As arqueas **metanógenas** retiram a sua energia utilizando o dióxido de carbono para oxidar o hidrogênio. O metano é gerado como subproduto desta reação. Estes organismos não sobrevivem na presença de oxigênio. São encontrados em pântanos, alagadiços e sedimentos anaeróbios. Com papel importante nos sistemas digestivos de bovinos, térmitas e outros herbívoros cuja dieta consiste sobretudo em celulose, as arqueas metanógenas são muito úteis em sistemas de tratamento de águas residuárias.

Bactéria

Algumas das características das bactérias já foram discutidas, na comparação com os membros das Archaeas. Como as três principais formas das bactérias são os cocos, os bacilos e os espirilos (os quais têm forma espiralada), mostradas na Figura 3-23a. As bactérias também crescem segundo padrões distintos. As espécies cujos indivíduos crescem aos pares são denominadas utilizando-se o prefixo **diplo-**. Por exemplo, os cocos que se agregam aos pares são chamados de **diplococos**. O prefixo **estafilo-** é usado para células que se agregam em grupos que lembram cachos de uva. As bactérias que estabelecem cadeias recebem o prefixo **estrepto-**.

Conforme vimos, a maioria das bactérias tem uma parede celular composta de peptidoglicano, formado por polímeros de açúcares modificados em ligações cruzadas com polipeptídios curtos. Estes variam de espécie para espécie. A parede celular mantém a forma da célula, protegendo-a em ambientes hostis e impedindo que se rompa em meios hipotônicos.

A coloração de Gram (ver a Figura 3-23b) é uma ferramenta muito valiosa na identificação de bactérias e, portanto, é utilizada por cientistas e engenheiros ambientais. A técnica é válida para classificar bactérias com base nas diferenças na parede celular. As bactérias **gram-positivas** têm uma parede celular comparativamente mais simples, que contém concentrações um tanto altas de peptidoglicano. Já a parede celular de bactérias **gram-negativas** é mais complexa e apresenta níveis mais baixos de peptidoglicano, contra as bactérias gram-positivas. As bactérias gram-negativas também têm uma membrana externa na parede celular, composta de lipopolissacarídeos, os quais podem ser tóxicos. A camada externa também atua na proteção do organismo. Ela torna organismos patogênicos (isto é, que causam doenças) mais resistentes ao ataque de seus hospedeiros. As bactérias gram-negativas são mais resistentes a antibióticos, pela mesma razão.

Muitas bactérias secretam uma fina camada de polissacarídeos (ou de proteínas), a qual envolve a célula bacteriana, formando uma cápsula. Esta permite que o organismo se fixe a um hospedeiro, e confere proteção contra células do sistema imunológico dele, como os linfócitos, por exemplo. Além disso, as bactérias aderem umas às outras mediante estruturas ocas, semelhantes a pelos, formadas por proteínas, denominadas **fímbrias**. Algumas bactérias desenvolvem fímbrias especializadas, chamadas de **pilus**, utilizadas para aderirem uma à outra durante a conjugação, processo este em que o DNA é transferido entre as células bacterianas.

Assim como as arqueas, as bactérias apresentam motilidade. As organelas responsáveis por esta função são os **flagelos** (estruturas finas, semelhantes a pelos). Algumas bactérias apresentam um flagelo apenas. Outras espécies bacterianas têm diversos flagelos espalhados na superfície da célula ou concentrados em uma ou mesmo em duas extremidades dela. As espiroquetas são bactérias helicoidais que têm dois ou mais endoflagelos, também em forma de hélice. Estes

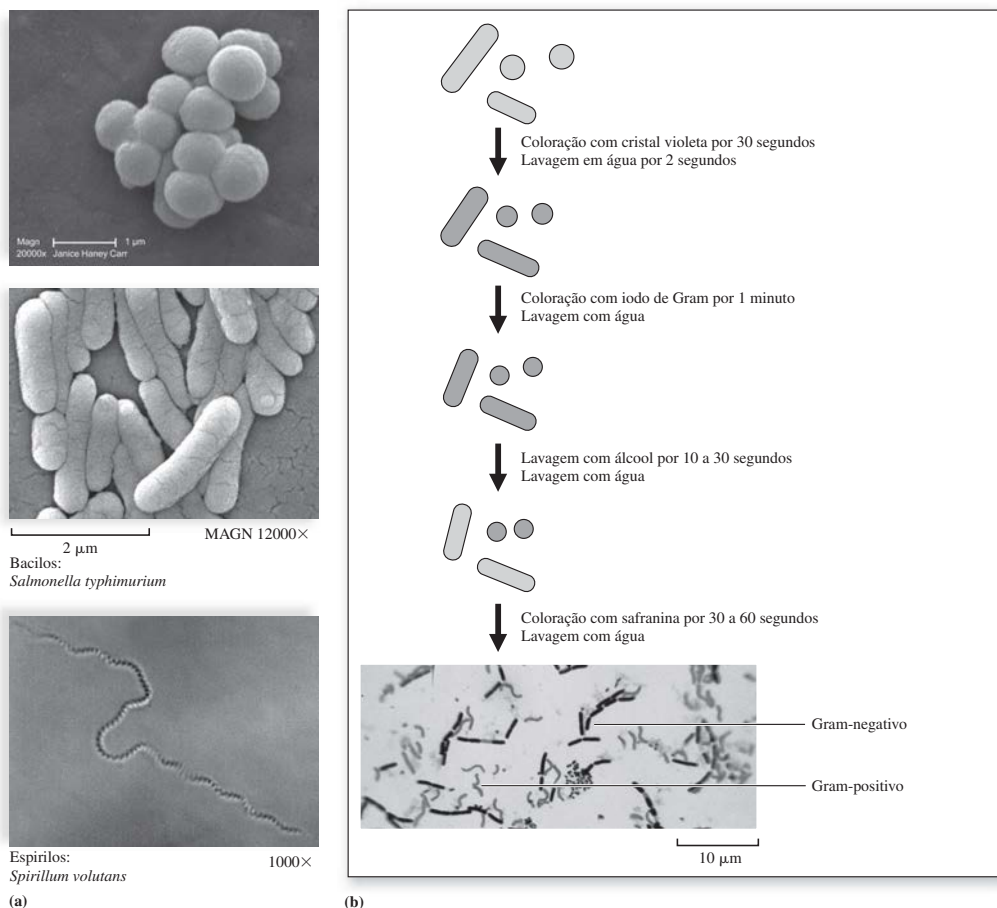


FIGURA 3-23 (a) Formas características das bactérias. (b) Técnica de coloração de Gram.

estão fixos ao longo da célula, sob a membrana externa. Os endoflagelos atuam como motor, girando e, com isso, fazendo a célula se mover, como um saca-rolhas. Outras bactérias, sobretudo as que formam cadeias filamentosas, têm um terceiro tipo de mecanismo de motilidade. Estes microrganismos secretam um filamento gelatinoso que os ancora a um substrato e permite que deslizem sobre outras superfícies.

Muitas bactérias são capazes de **taxia**, isto é, o movimento em relação a um estímulo. A **taxia** é positiva quando ocorre na direção de um objeto, ou negativa, quando ocorre na direção oposta. A fototaxia é a capacidade de reagir à luz. A quimiotaxia permite a um organismo reagir à presença de um composto químico (por exemplo, nutrientes, oxigênio ou uma toxina). Já a barotaxia e a hidrotaxia são comportamentos de microrganismos relacionados à pressão e à água no ambiente em que vivem.

Como ocorre com todos os organismos, as bactérias podem ser classificadas de acordo com seus hábitos nutricionais (isto é, o modo como obtêm energia e carbono). O termo **trófico** é utilizado para descrever níveis de obtenção de nutrientes. Estes são discutidos em detalhe no Capítulo 5 (Os ecossistemas), mas a importância do tema merece algumas considerações. Os organismos que obtêm carbono de fontes inorgânicas como o dióxido de carbono (CO_2) ou o bicarbonato (HCO_3^-) são chamados de **autotróficos**. Os organismos fotossintéticos que retiram o

carbono de fontes inorgânicas e obtêm energia da luz solar são os **fotoautotróficos**. Estas bactérias são muito comuns, e incluem as cianobactérias, as bactérias verdes sulfurosas, as bactérias púrpuras sulfurosas e as bactérias púrpuras não sulfurosas. Os organismos **quimioautotróficos** utilizam o CO_2 como fonte de carbono e obtêm energia com a oxidação de substâncias inorgânicas. As bactérias quimioautotróficas são raras. Os organismos **heterotróficos** retiram energia da quebra de moléculas orgânicas complexas geradas por outros organismos. Entre as bactérias **fotoheterotróficas**, que usam a luz como fonte de energia, estão as bactérias verdes e púrpuras não sulfurosas. As **quimioheterotróficas** utilizam compostos orgânicos ou inorgânicos como fontes de energia, embora usem apenas compostos químicos orgânicos reduzidos, formados previamente, como fonte de carbono para a síntese de células. Neste grupo estão os gêneros *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Pseudomonas* e *Flavobacterium*, muito comuns. Também incluídos neste grupo estão os **sapróbios**, organismos que absorvem os seus nutrientes decompondo matéria orgânica morta e os **parasitas**, que se alimentam dos fluidos corporais de um hospedeiro vivo.

Outro sistema de classificação das bactérias é baseado em sua relação com o oxigênio. Os organismos **aeróbios** sobrevivem em ambientes ricos neste gás e o utilizam como receptor de elétrons terminais. Os **aeróbios obrigatórios** se desenvolvem somente na presença do oxigênio. Os principais produtos da decomposição aeróbia são o dióxido de carbono, a água e tecidos celulares novos. Os **anaeróbios** vivem exclusivamente na ausência do oxigênio. Os sulfatos, o dióxido de carbono e os compostos químicos que podem ser reduzidos atuam como receptores de elétrons terminais. A redução do sulfato resulta na produção de sulfeto de hidrogênio, mercaptanos, amônia e metano. O dióxido de carbono e a água são os principais subprodutos. Os organismos **anaeróbios obrigatórios** não sobrevivem na presença de oxigênio. Os **anaeróbios facultativos** têm a escolha de utilizar o oxigênio e de atuar como receptores de elétrons terminais ou, em certas condições, podem se reproduzir na ausência do gás.

As bactérias também podem ser categorizadas segundo a temperatura ótima de crescimento. As **psicrófilas** se desenvolvem mais eficientemente entre 15°C e 20°C, embora possam crescer a temperaturas próximas ao congelamento. As **mesófilas** se multiplicam entre 25°C e 40°C, e incluem as bactérias que vivem nos organismos de animais de sangue quente. Já as bactérias **termófilas** crescem em temperaturas acima de 50°C, isto é, temperaturas que desnaturariam as principais proteínas em muitos organismos. As **estenotermófilas** são mais eficientes acima de 50°C e não sobrevivem abaixo de 37°C. As **hipertermófilas** crescem quando a temperatura passa de 75°C e incluem as do gênero *Pyrodictium*, encontrado em áreas aquecidas com o calor emanado pela terra no fundo do mar. É preciso enfatizar que as faixas de temperatura dadas são aproximadas e um tanto subjetivas.

O crescimento bacteriano depende da presença de um receptor de elétrons terminais. Além disso, todos os organismos precisam dos micronutrientes carbono, nitrogênio e fósforo. Metais em nível traço e vitaminas também são necessários, e as condições ambientais (umidade, pH, temperatura, etc.) precisam ser apropriadas.

Existem cinco grandes grupos de bactérias: as proteobactérias, as clamídias, as espiroquetas, as gram-positivas e as cianobactérias. As **proteobactérias** formam um **clado** (grupo que considera a história evolutiva em comum de espécies) grande e diverso de bactérias Gram-negativas. Podem ser fotoautotróficas, quimioautotróficas e heterotróficas, aeróbias ou anaeróbias. O clado formado inclui várias espécies de bactérias muito importantes para os cientistas e engenheiros ambientais. Por exemplo, as *Nitrosomonas*, uma bactéria comum no solo, oxida o amônio em nitrato e, portanto, desempenha um papel importante no ciclo do nitrogênio. O *Vibrio cholera* é o organismo que causa a cólera, doença transmitida pela água. A *Escherichia coli*, encontrada no intestino de mamíferos, é utilizada como indicador de poluição fecal. As **clamídias** são parasitas que sobrevivem apenas nas células animais. As **espiroquetas** são heterótrofos helicoidais microscópicos, com aproximadamente 0,25 mm de comprimento. Neste clado está *Borrelia burgdorferi*, o organismo que causa a doença de Lyme. As bactérias **Gram-positivas** constituem um clado muito grande e diversificado, entre as quais está a espécie *Clostridium botulinum*, causadora do botulismo, doença potencialmente mortal. O último clado é o das **cianobactérias**, os únicos organismos procariotos capazes de realizar a fotossíntese. Estas bactérias podem viver solitárias ou em colônias na natureza. São abundantes em águas doces e salgadas, e compõem a base de muitos ecossistemas aquáticos.

3-8 PROTISTAS

O terceiro domínio é Eukarya, que contém todos os eucariotos anteriormente classificados nos reinos Protista, Fungi, Animalia e Plantae. Os três últimos permaneceram essencialmente inalterados no novo sistema de domínios. Contudo, as fronteiras do reino Protista se desfizeram. Alguns organismos antes classificados como protistas foram reagrupados em Fungi, Animalia ou Plantae. Outros foram redistribuídos em outros 20 novos reinos. Mesmo assim, o termo “protista” é usado por biólogos para descrever o diversificado conjunto de organismos eucariotos que não se encaixam perfeitamente nos outros três reinos.

Como vimos, a maior parte dos protistas é unicelular, embora alguns sejam multicelulares e vivam em colônias. Todos são eucariotos. Podem ser auto- ou heterotróficos. Os aeróbios constituem a maioria destes organismos, e possuem mitocôndrias para a respiração celular. Alguns têm cloroplastos e são capazes de realizar a fotossíntese. Outros são **mixotróficos**, isto é, são capazes de realizar a fotossíntese, mas são heterótrofos. Muitos exibem motilidade, pois são dotados de flagelos ou cílios em alguma etapa do ciclo de vida. De modo geral, os protistas desenvolvem **cistos**, células resistentes e capazes de sobreviver em condições muito adversas no ambiente. Alguns são parasitas, mas a maioria não causa doenças. Formam um grupo importante de microrganismos, já que estão na base da cadeia alimentar na maior parte dos ambientes aquáticos. Por esta razão, serão discutidos em detalhe nas seções a seguir. As três classes principais de protistas são os protozoários, as algas e os fungos limosos e aquáticos.

Os protozoários

Os protozoários, cujo nome significa “primeiros animais”, são organismos eucariotos unicelulares. A maioria dos protozoários é de organismos quimioheterotróficos que ingerem ou absorvem os seus alimentos. A forma das aproximadamente 30 mil espécies de protozoários varia muito. Por exemplo, o *Paramecium* tem dimensões microscópicas, enquanto alguns protozoários marinhos têm conchas e são do tamanho de um dedo polegar. Muitos protozoários, sobretudo os parasitários, têm ciclos de vida complexos. As diferentes formas que esses organismos assumem em seu ciclo de vida fizeram os biólogos acreditar, embora equivocadamente, que o mesmo organismo fosse duas ou mais espécies distintas. Os protozoários se dividem em 18 filos, como *Zoomastigina*, *Dinomastigota*, *Sarcomastigophora*, *Labyrinthomorpha*, *Apicomplexa*, *Microspora*, *Ascetospora*, *Myxozoa* e *Ciliophora*. Estes filos representam quatro grandes grupos: os flagelados, as amebas, os ciliados e os esporozoários (Figura 3-24). Discutiremos estes grupos, compostos com base no modo de locomoção que adotam.

Os flagelados. São protozoários dotados de um ou mais flagelos que se movem como hélices. Reproduzem-se por fissão binária, embora algumas espécies formem cistos. Alguns flagelados apresentam citossomo. Os flagelos conferem uma vantagem competitiva a esses organismos, já que os capacita a invadir hospedeiros e se adaptar a uma ampla gama de condições ambientais. O gênero *Euglena*, muito comum em águas doces, é extraordinário, por ter hábitos mixotróficos. A *Giardia lamblia* está entre os flagelados patogênicos mais comuns no aparelho gastrointestinal. A giardíase é uma doença transmitida pela água contaminada com cistos do microrganismo. Estes são dotados de uma parede celular espessa resistente à desinfecção, e, em condições favoráveis, conseguem sobreviver fora do corpo do hospedeiro por semanas. Os principais sintomas da doença são dor abdominal, flatulência e episódios de diarreia. Outra doença causada pelos flagelados parasíticos é a tripanossomíase africana, também chamada de doença do sono. Estes flagelados são transmitidos pela mosca tsé-tsé.

Os sarcodíneos (Sarcodina). Basta explorar um lago para encontrar organismos unicelulares, semelhantes a bolhas de protoplasma. São os sarcodíneos, mais comumente chamado de amebas. Existem cerca de 40 mil espécies de sarcodíneos, muitas das quais se movem e engolem o alimento produzindo extensões citoplásmicas chamadas de **pseudópodes** (pé falso). O fluxo interno do citoplasma permite que a ameba se movimente. Os pseudópodes também são utilizados na fagocitose, o mecanismo de alimentação das amebas. Em condições ambientais desfavoráveis, as amebas podem formar cistos. A disenteria amebica, doença transmitida pela água e muito comum em países em desenvolvimento, é causada pela ameba *Entameba histolytica*.

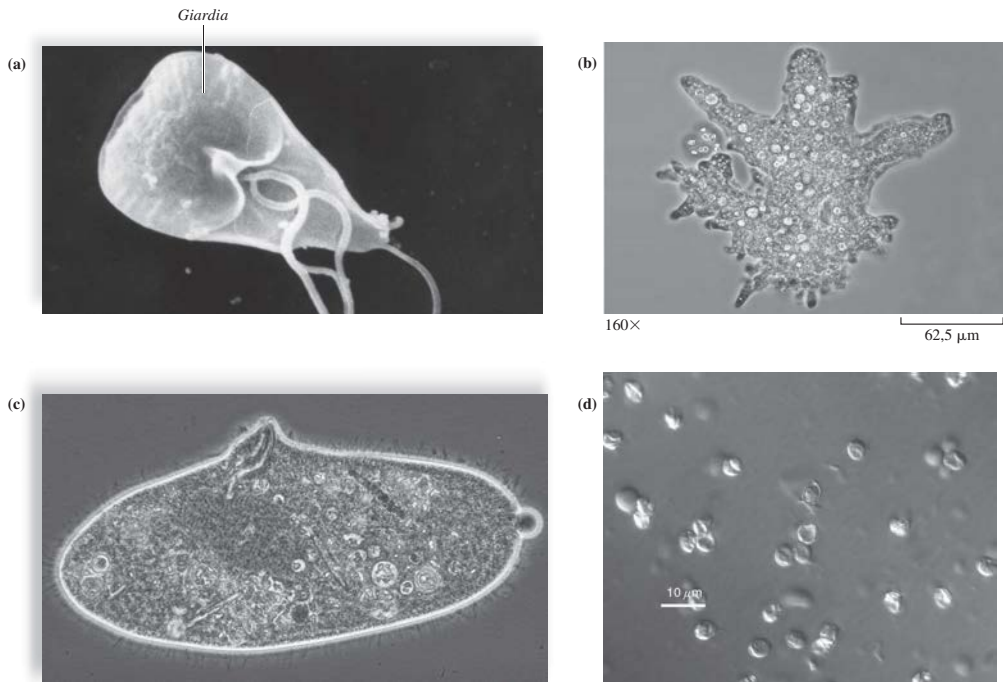


FIGURA 3-24 Exemplos de protozoários. (a) Flagelados: *Giardia lamblia*. (b) Sarcodíneos, ameba. (c) Ciliados: *Paramecium*. (d) Esporozoário: oócitos de *Cryptosporidium* isolados de matéria fecal de ratos.

Os ciliados. Existem mais de 8 mil espécies classificadas no filo Ciliophora. Todas se deslocam utilizando organelas curtas, semelhantes a fios de cabelo, chamadas de cílios. Estes se encontram na membrana, e se agitam segundo um padrão rítmico, para fazer o organismo avançar no meio em que se encontra. Muitas espécies de ciliados são grandes e complexas e podem atingir 0,1 mm de comprimento. A reprodução se dá em duas etapas: a assexuada, realizada por fissão binária, e a sexuada, via conjugação, a qual não gera novas células, já que apenas cromossomos são transferidos. Após a conjugação, a célula se divide pela via assexuada. Os ciliados têm dois tipos de núcleo: um macronúcleo e um micronúcleo. O primeiro controla as funções celulares e a reprodução assexuada. O segundo regula a troca gênica durante a conjugação. Um dos aspectos interessantes sobre estes organismos é que têm parentesco evolutivo mais estreito com fungos, plantas e animais do que com outros protozoários. A maioria dos ciliados vive em águas doces – na verdade, se voltarmos ao mesmo lago em que detectamos a presença de uma ameba, são grandes as chances de encontrarmos também um *Paramecium*. Este organismo é dotado de uma cobertura de proteção, chamada de **película**, sobre a membrana celular. Possui centenas de cílios que batem de forma sincronizada, transferindo partículas de alimento para o seu órgão digestivo. Este está ligado a um vacúolo digestivo (onde são extraídos os nutrientes). Os resíduos gerados são excretados por uma abertura chamada de **poro anal**.

Os esporozoários. Estes organismos pertencem ao filo Sporozoa e não apresentam motilidade. Todos são parasitas e formam esporos em algum momento de seu complexo ciclo de vida. Os esporozoários têm diversas organelas que os ajudam a invadir hospedeiros. A espécie *Cryptosporidium parvum* é um protozoário parasita que infecta os seres humanos, o gado, animais de estimação e selvagens (como aves, ratos, cervídeos e guaxinins). Ele produz oócitos ovóides ou esféricos com quatro esporozoítos. O número de oócitos de parede celular espessa encontrado

nas fezes de um animal infectado é muito expressivo, podendo atingir 10 milhões por grama de matéria fecal. Quando um oócito é ingerido, os esporozoítos são liberados e começam a parasitar o revestimento interno do intestino delgado. Por serem muito resistentes, os oócitos sobrevivem em condições ambientais adversas (como temperaturas próximas ao ponto de congelamento, por exemplo) por longos períodos de tempo. Resistem também à cloração, quando não é implementada em doses e tempos de retenção específicos para combatê-los. Enquanto a maior parte das pessoas é capaz de se recuperar de um surto de criptosporidiose, a doença mata muitos indivíduos imunocomprometidos. Foi *C. parvum* que fez com que mais de 100 mil pessoas ficassem doentes em um surto em Milwaukee, Wisconsin, em 1993, quando quase 100 mortes foram registradas. A malária e a toxoplasmose também são causadas por esporozoários.

As algas

As algas são protistas fotoautotróficos dotadas de **pirenoides**, organelas que sintetizam e armazenam amidos. Quase todas espécies de algas são aquáticas. Podem ser unicelulares, coloniais, filamentosas ou multicelulares. São classificadas em seis filos, com base no tipo de cloroplasto e de pigmento que apresentam, na cor (associada com seus pigmentos) e na composição da parede celular. A Figura 3-25 mostra exemplos de algas dos quatro grupos.

As algas verdes. As algas verdes possuem os mesmos tipos de clorofila e a mesma cor da maioria das plantas. Como estas, a parede celular das algas verdes contém celulose e armazena alimento na forma de amido. As algas verdes são organismos de hábito aquático, encontradas em áreas alagadas em terra firme. Muitas algas celulares, como a *Chlamydomonas*, apresentam flagelos. Esta espécie também realiza a fototaxia, mediante uma organela com pigmento vermelho e sensível à luz chamada de ocelo.

As algas marrons. Estes organismos se reproduzem em ambientes marinhos de temperaturas baixas. A maioria é multicelular, e muitos as chamam simplesmente de algas marinhas. A parede celular é composta de celulose e ácido alginico. Possuem **apressórios**, estruturas semelhantes a raízes que se ancoram às rochas no fundo do mar e ajudam a impedir que estes organismos sejam arrastados. As algas marrons têm frondes grandes, planas e fortes o bastante para suportar o movimento constante das ondas. Os aerocistos são estruturas presentes nas fronte incumbidos de armazenar ar e garantir a flutuabilidade próximo à superfície da água, onde as algas são capazes de absorver luz e realizar a fotossíntese. As algas gigantes do gênero *Macrocystis* chegam a ter 100 metros de comprimento.

As algas vermelhas. Comuns em águas oceânicas quentes, as algas vermelhas são menores e mais delicadas do que as marrons. Seu desenvolvimento ocorre em profundidades maiores do que as observadas para a maioria das algas. Muitas têm ramos e frondes leves, semelhantes a fitas. São encontradas em recifes de corais.

As diatomáceas. As diatomáceas são as algas unicelulares mais abundantes nos oceanos. Por estarem na base da cadeia alimentar, representam uma importante fonte de alimento. Todavia, existem muitas espécies que vivem em água doce. A maioria das diatomáceas realiza a fotossíntese, embora algumas sejam heterotróficas. Não possuem cílios ou flagelos, e se reproduzem igualmente pelas vias sexuada e assexuada.

Estes organismos possuem uma parede celular rígida, dotada de uma camada exterior de sílica. Os restos destes organismos formam o que é chamado de terra de diatomáceas, utilizada na produção de detergentes, removedores de tinta, fertilizantes e alguns tipos de creme dental. A terra de diatomáceas também atua como meio filtrante em filtros para piscinas.

Os dinoflagelados. São organismos sobretudo unicelulares, que realizam a fotossíntese e vivem em habitats marinhos. Algumas espécies são heterotróficas. Como as diatomáceas, contribuem com uma parcela significativa da matéria orgânica nos oceanos. Os dinoflagelados têm uma cobertura celulósica de proteção, semelhante a uma armadura. Estes organismos são identificados com base nos dois flagelos que possuem. Destes, um tem movimento circular, propulso o organismo para a frente. O outro atua como leme. São sobretudo organismos de vida livre ou simbióticos. Habitam os corpos de outros invertebrados, como anêmonas marinhas, moluscos e corais. Em troca de proteção, fornecem carboidratos produzidos pela via fotossintética a seus hospedeiros. Alguns são bioluminescentes.

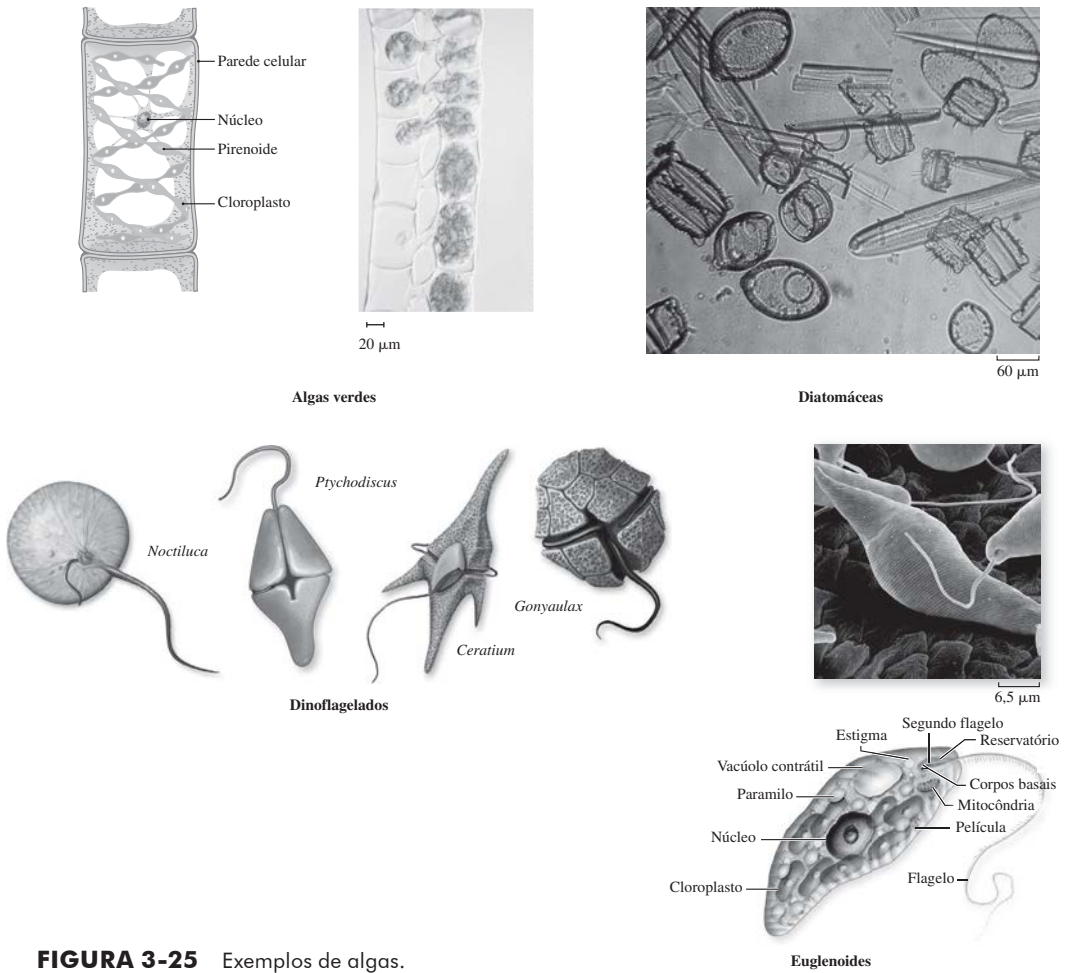


FIGURA 3-25 Exemplos de algas.

Em determinadas condições os dinoflagelados se reproduzem com rapidez, causando florações comumente chamadas de “maré vermelha”. Estas densas populações de dinoflagelados produzem toxinas em concentrações suficientes para matar peixes ou intoxicar pessoas que consomem moluscos que se alimentam dessas algas. Estas florações podem também ser verdes, marrons ou vermelho-laranja, dependendo do tipo de organismo envolvido, das características da água e da concentração do organismo. Na verdade, o nome “maré vermelha” não é adequado. “Floração de algas nocivas” é a denominação mais utilizada. A extensão do problema fica clara na Figura 3-26, que mostra o aumento na frequência do fenômeno no período compreendido entre 1970 e 2005. A intoxicação paralisante por consumo de marisco (PSP, *paralytic shellfish poisoning*) é uma das muitas síndromes causadas por toxinas produzidas por algas. Os efeitos neurológicos da doença são rápidos, e incluem risco de morte. A parada respiratória ocorre nos casos mais graves. A adoção de um tratamento médico adequado permite a total recuperação do paciente. Contudo, mais pesquisas são necessárias para conhecer-se as espécies que produzem essas toxinas e impedir as florações dessas algas.

Os euglenoides. Estes organismos unicelulares pequenos vivem em águas doces. Apresentam dois flagelos de comprimentos muito diferentes. Os euglenoides não têm parede celular rígida, mas, como os paramécios, são recobertos por uma camada proteica flexível denominada

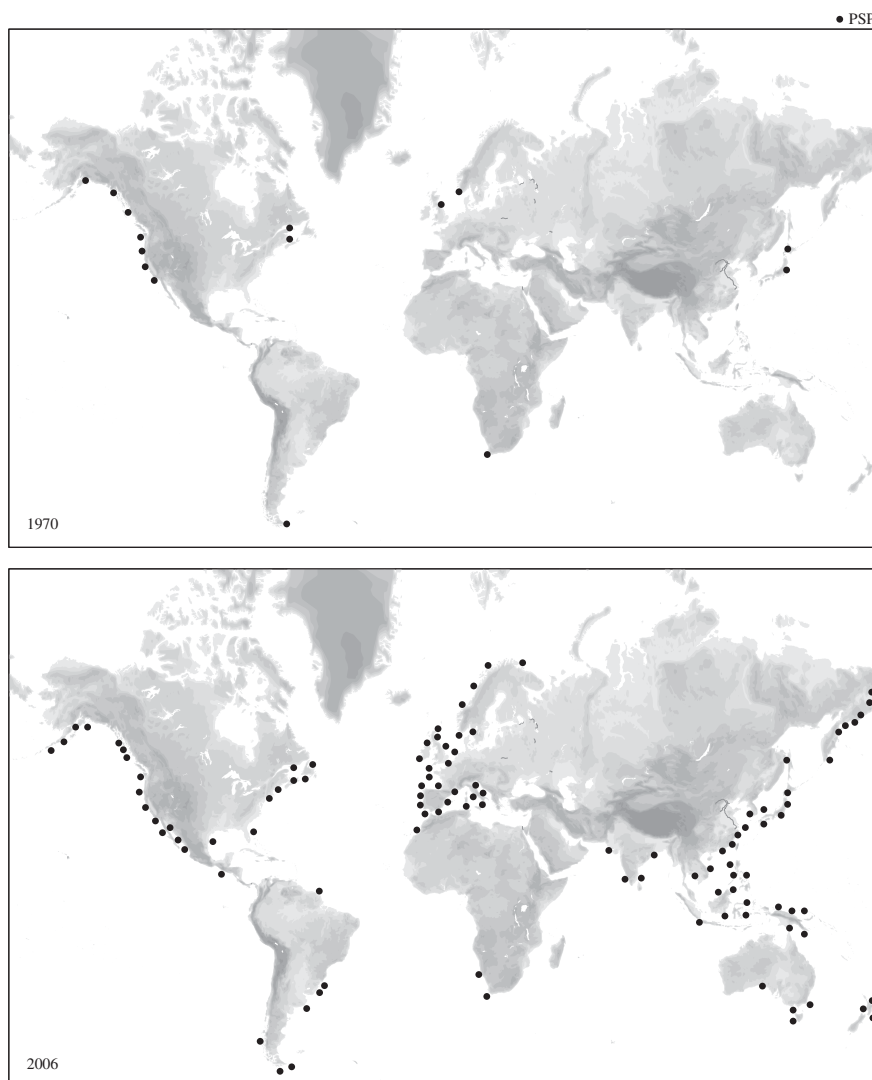


FIGURA 3-26 Localização das florações de algas nocivas entre 1970 e 2006.

película. Os biólogos encontram dificuldades para classificar estes organismos, já que algumas espécies são dotadas de cloroplastos e realizam a fotossíntese, enquanto outras são heterotróficas. Para complicar, as espécies com cloroplastos, quando transferidas para um ambiente sem luz, adquirem hábitos heterotróficos.

Os bolores limosos e os bolores aquáticos

Os bolores limosos e os bolores aquáticos compartilham algumas características com os fungos comuns, os protozoários e as plantas. Como os fungos, produzem esporos. Como os protozoários, deslocam-se deslizando no ambiente em que vivem, processo durante o qual ingerem nutrientes. Como os vegetais, apresentam parede celular composta de celulose. Os bolores aquáti-

cos incluem a ferrugem branca e o míldio. A maioria destes organismos vive na matéria orgânica morta, embora algumas espécies tenham hábitos parasíticos. Os fungos limosos plasmodiais são organismos pequenos, muito parecidos com lesmas, os quais se deslocam sobre matéria orgânica húmida em decomposição. Um fungo limoso celular compreende uma única célula, que se alimenta de bactérias ou células de leveduras.

3-9 FUNGOS

Os cogumelos utilizados como ingrediente de cozinha, o bolor persistente na cortina do banheiro e a levedura adicionada ao pão de seu sanduíche são fungos. Estes organismos eucariotos heterotróficos saprofíticos têm nutrição baseada na ação de enzimas digestivas que quebram moléculas orgânicas complexas em formas mais facilmente absorvidas. Os fungos desempenham um papel importante na reciclagem de nutrientes. A maioria dos fungos são organismos multicelulares, embora alguns (como as leveduras, por exemplo), sejam unicelulares. Outros, como os que causam a grafiose, o pé de atleta e a tinha são parasitas. Há também aqueles que vivem em uma relação simbiótica. Por exemplo, alguns vivem nas raízes das plantas, absorvendo nutrientes inorgânicos do solo e liberando-os para essas estruturas vegetais. Em contrapartida, o fungo se beneficia obtendo nutrientes orgânicos das plantas. Os fungos se reproduzem tanto pela via sexuada quanto pela via assexuada. Dividem-se em quatro filos: Chytridiomycota, Zygomycota, Ascomycota e Basidiomycota. Um quinto filo, Deuteromyceta, composto pelos chamados fungos imperfeitos, contém uma coleção de espécies que não se encaixa em qualquer dos quatro filos principais.

Os quitridiomycetos

Os **quitrídios** são os fungos mais primitivos conhecidos. No passado, estes organismos eram classificados como protistas. A maioria tem hábitos aquáticos, mas alguns são parasitas. Estes organismos obtêm nutrientes por absorção e apresentam células compostas de quitina. São os únicos fungos com um estágio flagelado, o zoósporo.

Os zigomicetos

Os zigomicetos, também chamados de **fungos zigotos**, são organismos sobretudo terrestres. Vivem no solo ou na matéria orgânica vegetal ou animal em decomposição. As micorrizas são associações importantes de fungos zigóticos que vivem em uma relação simbiótica com as raízes das plantas. O gênero *Rhizopus* é comum em frutas muito maduras ou no pão.

Os ascomicetos

Os ascomicetos formam o maior grupo de fungos na natureza, com mais de 60 mil espécies que vivem em águas doces e ambientes terrestres. Variam muito em tamanho e complexidade, desde as leveduras unicelulares, até os fungos em forma de taça e o cogumelo pantorra. Muitos são sapróbios, embora alguns parasitem plantas. Todas as espécies deste grupo apresentam **ascos**, longas bolsas que abrigam os esporos sexuais. Os ascomicetos se reproduzem pela via sexuada mediante a produção de quantidades muito grandes de esporos assexuais, os quais podem ser dispersados pelo vento. Os esporos, chamados de **conídios**, formam-se nas extremidades de hifas especializadas, os **conidióforos** (Figura 3-27a). Já as leveduras tendem a se reproduzir por brotamento, pela via assexuada (Figura 3-27b).

Este grupo de fungos tem importância na engenharia ambiental. Uma vez que exigem apenas metade do nitrogênio consumido pelas bactérias, são os organismos prevalentes em águas residuárias deficitárias no elemento (McKinney, 1962). De modo geral, são encontrados em meios com pH baixo, como biorres e filtros biológicos (ver o Capítulo 11), onde podem causar entupimentos e outros problemas. Os fungos filamentosos são responsáveis pelo intumescimento do lodo resultante do tratamento de águas residuárias, o que acarreta um consumo maior de polímeros e dificulta a desidratação do material (ver o Capítulo 11). Pesquisas recentes revelam que fungo *Fusarium solani* é capaz de realizar a nitrificação e a desnitrificação, o que o torna um organismo ideal no tratamento dessas águas (Guest e Smith, 2002).

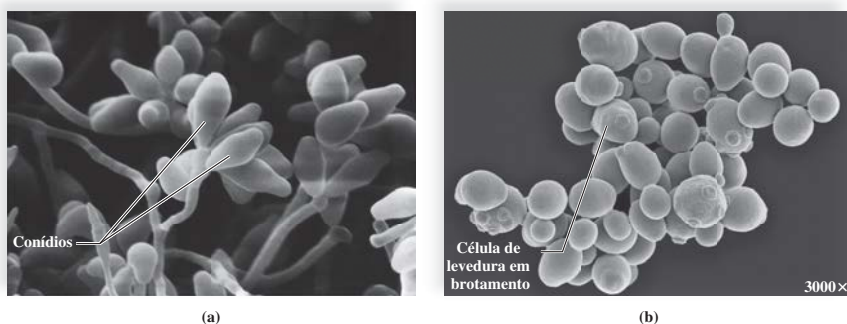


FIGURA 3-27 A reprodução assexuada nos ascomicetos. (a) Microfotografia obtida por microscopia eletrônica de varredura de um fungo *Aspergillus*, mostrando os conídios (estruturas esferoides nas extremidades das hifas). (b) Microfotografia obtida por microscopia eletrônica de varredura de uma levedura em fase de reprodução por brotamento.

Os basidiomicetos

O filo Basidiomycota inclui os cogumelos que se desenvolvem nos gramados, os fungos genericamente chamados de “orelha de pau”, os quais crescem em troncos de árvores mortas, e os cogumelos bufa de lobo, encontrados no solo de florestas. Os basidiomicetos são muito eficientes na decomposição da madeira e de materiais vegetais. Todos os organismos pertencentes a este filo têm **basidiocarpos**, estruturas reprodutivas sexuadas sofisticadas, porém de vida curta, responsáveis pela produção de esporos sexuais.

A espécie *Phanerochaete chrysosporium* (o fungo da podridão branca) é muito estudado por engenheiros ambientais devido a sua capacidade de degradar hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (Zhongming e Obbard, 2002). Também degradam águas residuárias da extração do azeite de oliva (Yesilada, Sik e Sam, 1999), a lignina (Aust, 1995) e outros compostos orgânicos complexos.

Os deuteromicetos

Nenhum sistema de classificação é perfeito. Com os fungos não é diferente. Alguns organismos não se encaixam nos quatro filos propostos. Os deuteromicetos, fungos imperfeitos, não apresentam estágios sexuais definidos. Estes organismos reproduzem-se exclusivamente pela via assexuada, mediante esporos.

O *Aspergillus fumigatus* é uma das espécies classificadas como deuteromicetos. Este fungo é um aeróbio saprofítico, embora possa também ter hábitos parasíticos. É encontrado com facilidade em composteiras, onde atua na quebra de materiais passíveis de serem decompostos em produtos finais estáveis. É a espécie mais nociva do gênero *Aspergillus*. Nos seres humanos, este fungo coloniza as cavidades aéreas dos seios da face, os brônquios e os pulmões, causando a aspergilose broncopulmonar aguda.

3-10 VÍRUS

Os vírus não são organismos vivos. Não possuem citoplasma, organelas ou membranas celulares. Não respiram ou realizam outros processos orgânicos. Então, o que é um vírus? Um vírus é uma partícula infecciosa composta de ácido nucleico envolto em uma camada proteica chamada de **capsídeo**. O genoma dos vírus é formado por DNA de fita dupla, DNA de fita simples, RNA de fita dupla ou RNA de fita simples. Logo, são classificados como vírus de DNA ou vírus de RNA. O menor tem apenas quatro genes, o maior apresenta várias centenas.

Os capsídeos podem ser helicoidais, poliédricos ou mais complexos, como mostra a Figura 3-28. São compostos por diversas subunidades proteicas chamadas de capsômeros.

Alguns vírus apresentam um invólucro membranoso chamado de **envelope viral**, que envolve o capsídeo. Esta membrana contém proteínas e fosfolípidios derivados da célula hospedeira, além de compostos semelhantes a estes, mas de origem viral. Os diferentes tipos de vírus têm

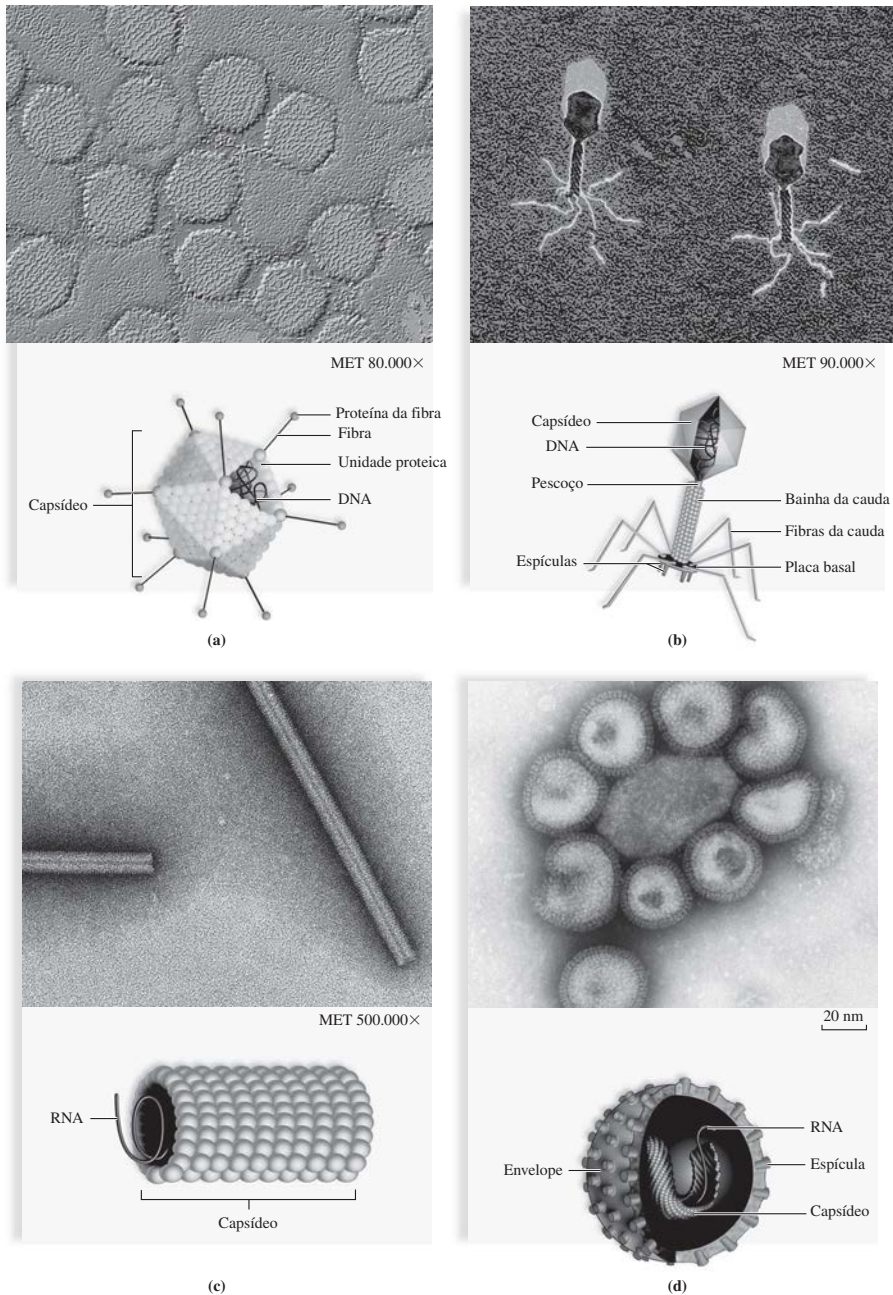


FIGURA 3-28 As formas de alguns vírus. (a) O adenovírus é um vírus de DNA dotado de capsídeo poliédrico e uma fibra em cada vértice. (b) Bacteriófago T de cabeça poliédrica e cauda helicoidal. (c) O vírus do mosaico do tabaco é um vírus de RNA com capsídeo helicoidal. (d) Vírus influenza é um vírus de RNA com um capsídeo helicoidal envolto por um envelope com espículas.

limitações quanto à classe de células que são capazes de infectar. Alguns infectam organismos de diversas espécies. Outros, como alguns bacteriófagos (vírus que infectam bactérias), colonizam apenas um, como a bactéria *E. coli*.

3-11 AS DOENÇAS CAUSADAS POR MICRÓBIOS

Foi somente no final do século XIX que os cientistas ocidentais* associaram os microrganismos patogênicos às doenças. O primeiro cientista a estabelecer a relação entre certas doenças e bactérias específicas foi Robert Koch, médico alemão. Ele definiu o que hoje é chamado de **postulados de Koch**, os quais orientam os especialistas em biologia médica até hoje. Koch descobriu que, para saber se certo patógeno atua como agente causador de uma doença, é preciso (1) identificar o mesmo patógeno em todos os indivíduos ou organismos examinados, (2) isolar o patógeno do indivíduo infectado e cultivá-lo em um meio de cultura puro, (3) induzir a doença em um organismo, utilizando-se o patógeno cultivado, e (4) isolar o mesmo patógeno do organismo infectado experimentalmente, após o diagnóstico da doença. O método é útil no diagnóstico de muitas doenças, mas tem algumas limitações. Por exemplo, sabe-se que a espiroqueta *Treponema pallidum* causa a sífilis, embora nunca tenha sido cultivada em meios artificiais.

Nem todos os organismos são patogênicos. Na verdade, os microrganismos existentes no intestino grosso humano processam alimentos e a liberação de vitaminas. Os micróbios que vivem na pele conferem proteção contra microrganismos prejudiciais capazes de colonizá-la. Para que um organismo seja patogênico, ele precisa demonstrar a capacidade de invadir um hospedeiro por tempo longo o bastante para causar algum efeito prejudicial a ele. Cerca de metade das doenças que afligem os seres humanos é causada por algum procarioto patogênico.

Alguns patógenos são **oportunistas**, isto é, não causam qualquer doença, a menos que os mecanismos de defesa do hospedeiro expressem vulnerabilidade, seja por estresse, fadiga, má alimentação ou outra doença. Por exemplo, o microrganismo *Streptococcus pneumoniae* é encontrado na garganta da maioria das pessoas saudáveis, mas não causa qualquer doença, a não ser em casos de imunossupressão.

Em linhas gerais, as doenças podem ser classificadas como **transmissíveis** ou **contagiosas**, isto é, podem passar de um indivíduo a outro. Algumas podem afligir duas ou mais espécies, ao passo que outras afetam apenas uma. Os patógenos são ditos **virulentos** quando exibem uma capacidade muito forte de causar alguma enfermidade. Estes microrganismos são muito eficientes ao burlarem o sistema imunológico do hospedeiro. A raiva é causada por um vírus virulento, embora não seja demasiadamente contagiosa. O vírus é considerado virulento porque, ao contato com ele, são grandes as chances de a infecção se consolidar, resultando no aparecimento rápido de sintomas como a deterioração do cérebro e, se o paciente não receber tratamento adequado, na morte. Todavia, a doença não é altamente contagiosa, porque o contato com uma pessoa infectada não aumenta as probabilidades de a doença se desenvolver, a menos que o vírus seja introduzido na corrente sanguínea por meio de uma mordida ou de feridas não cicatrizadas. A cólera é um exemplo de doença altamente contagiosa e virulenta. A cada ano são registrados cerca de 200 mil casos em todo o mundo, e o número de mortes alcança a marca de 5 mil.

Há casos em que o patógeno causa a doença não por invadir um tecido, mas produzir e liberar toxinas. As **exotoxinas** são proteínas liberadas por procariotos. Mesmo na ausência de organismos viáveis, uma doença pode se estabelecer, bastando a toxina estar presente. Por exemplo, o botulismo é uma doença potencialmente fatal causada por uma exotoxina produzida pela bactéria *Clostridium botulinum*, que é capaz de se reproduzir em alimentos armazenados de forma inadequada.

As **endotoxinas** estão presentes nas membranas externas de algumas bactérias gram-negativas. Todos os integrantes do gênero *Salmonella* produzem endotoxinas. A intoxicação alimentar não é uma infecção propriamente dita, mas o resultado da liberação de endotoxinas de células lisadas. As cianobactérias, microrganismos plantônicos fotossintéticos também chamados

*Na Idade Média, a medicina era muito mais avançada no Oriente do que no Ocidente. Na verdade, o médico iraniano Abu Bakr Muhammad ibn Zakariya' al-Razi (865-925 d.C.) reconheceu a conexão entre parasitas e infecções. Ele revolucionou o tratamento da varíola e do sarampo e introduziu o uso de compostos desinfetantes em procedimentos cirúrgicos. Na verdade, os tratados de al-Razi foram traduzidos para o latim e se tornaram a base da educação em medicina no Ocidente.

de “algas azuis”, produzem esta classe de toxinas. A microcistina é uma toxina hepática entre as muitas produzidas por este grupo de organismos. O entendimento geral é de que a exposição a níveis baixos dessas substâncias cause câncer no fígado e distúrbios gastrointestinais crônicos. Por esta razão, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos incluiu a microcistina na lista de possíveis contaminantes da água, os quais são investigados para determinar a necessidade de algum limite regulatório para concentrações aceitáveis.

As doenças infecciosas são transmitidas de diversas maneiras. Uma das mais comuns é a inalação dos fluidos aéreos lançados por pessoas enquanto tosse ou espirram. Estas infecções, incluindo a gripe (influenza) e o resfriado comum, são chamadas de **infecções transmitidas por gotículas**. Outros patógenos podem invadir os organismos pela ingestão de água contaminada. Essas infecções são chamadas de infecções transmitidas pela água e incluem a febre tifoide e a cólera. Já as **infecções por contato direto** são transmitidas de uma pessoa para outra por contato direto. Muitas infecções gastrointestinais e sexualmente transmissíveis podem se disseminar por esta via. Na maioria dos casos, os patógenos precisam atravessar uma membrana mucosa para entrar no organismo. A quarta via de transmissão de uma doença são os chamados **vetores**. Um vetor é um animal, muitas vezes um inseto, capaz de transportar um patógeno. Por exemplo, em 1347 a peste bubônica (também chamada de peste negra) foi levada da China para a Europa em navios mercantes. A enfermidade é causada pela bactéria *Yersinia pestis*, que coloniza ratos e é transmitida a humanos pela picada de pulgas. Neste caso, o vetor é a pulga.

O **príon** é a descoberta científica mais recente no campo da transmissão de doenças. O príon é proteína com conformação anormal, capaz de induzir proteínas comuns a se conformarem como ela. Os príons entram nas células cerebrais e convertem as proteínas celulares saudáveis em formas proteicas priônicas. Com a conformação de um número suficiente de moléculas, o cérebro do animal infectado, como uma vaca, por exemplo, deixa de funcionar adequadamente. É a doença da vaca louca, também chamada de encefalopatia espongiforme transmissível. O animal infectado tem dificuldade de caminhar e aparenta expressar medo ou alguma perturbação comportamental. As ovelhas e cabras são contaminadas com uma forma de encefalopatia espongiforme chamada de “scrapie”, que também afeta as funções cerebrais. Os sintomas incluem desconforto e prurido, os quais impelem o animal infectado a se roçar freneticamente contra qualquer objeto próximo, o que acarreta a perda da lã. O scrapie não é uma doença nova. Os primeiros registros datam de 250 anos atrás.

Por muito tempo os cientistas não acreditaram que os seres humanos fossem suscetíveis à infecção por príons. Contudo, entre 1994 e 1996 na Inglaterra, 12 pessoas morreram depois de contraírem a doença de Creutzfeld-Jakob (DCJ), enfermidade priônica cujos sintomas são semelhantes aos da doença da vaca louca. Todas as vítimas haviam consumido carne de gado com suspeita de contaminação com encefalopatia espongiforme. As autópsias detectaram a presença de príons similares aos que causam a encefalopatia nos cérebros de 10 das 12 vítimas e provaram que a morte não fora causada pela forma clássica da DCJ (Guyer, 1997). Muitos cientistas creem que os príons se originaram em ovelhas portadoras de scrapie. O gado envolvido no surto citado havia sido alimentado com vísceras, ossos e outras partes de carcaças de ovinos. Com isso, os príons originalmente presentes nas ovelhas se estabeleceram nos bovinos. O consumo da carne destes causou a infecção em humanos. São necessárias muitas pesquisas para determinar-se a verdadeira etiologia da doença e desenvolver mecanismos de controle e prevenção.

3-12 AS TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS

Há milhares de anos que os microrganismos são usados em transformações químicas. O vinho, a cerveja, o queijo e o iogurte não seriam possíveis sem esses seres. Recentemente, os microrganismos passaram a ser utilizados por engenheiros sanitários (hoje chamados de engenheiros ambientais) para produzir água potável segura, tratar águas residuárias e descontaminar compostos químicos perigosos.

A qualidade da água. Há muito tempo que os cientistas e engenheiros ambientais reconhecem a importância das reações biológicas na purificação de corpos hídricos. Em 1870, a Comissão Real para a Poluição de Rios do Reino Unido concluiu que nenhum rio do país era longo o bastante para desenvolver a capacidade de se livrar dos contaminantes despejados a montante. No inverno de 1882–1883, os norte-americanos descobriram que as bactérias anaeróbias reproduziam-se em

excesso sempre que o rio Schuylkill, na Filadélfia, Pensilvânia, permanecia coberto por uma camada de gelo por períodos prolongados. Isso gerava gosto e odor desagradáveis na água.

Já em 1917 era documentado o impacto das algas na qualidade da água em termos de odores indesejáveis, em um livro específico para operadores de sistemas de abastecimento (Folwell, 1917). A obra relatava que as bactérias dos gêneros *Anabaena*, *Uroglana* e *Asterionella* eram as mais prejudiciais. Além disso, informava que os protozoários, os espongiários, os rotíferos, os entomostáceos (o termo usado no passado para descrever os crustáceos) e os moluscos eram úteis para purificar a água de reservatórios, eliminando impurezas orgânicas e minerais.

Como veremos no Capítulo 5, os microrganismos desempenham um papel importante nos ciclos do nitrogênio, do carbono e do enxofre no meio ambiente. A oxidação da matéria orgânica em cursos de água e lagos é detalhada no Capítulo 9, a Gestão da Qualidade da Água.

O tratamento da água residuária. Em 1889 os engenheiros do Departamento de Saúde do estado de Massachusetts começaram a utilizar o filtro biológico no tratamento de águas residuárias. O primeiro filtro biológico entrou em operação em 1908, na cidade de Reading, Pensilvânia. Em 1917, a cidade de Worchester, na Inglaterra foi a pioneira na instalação de uma unidade de lodo ativado para tratar águas residuárias da (Fuller e McClintock, 1926).

Os dois principais grupos de microrganismos envolvidos no tratamento biológico de águas residuárias são as bactérias e os eucariotos (os protozoários, os crustáceos, os nematódeos e os rotíferos). Fungos raramente ocorrem em quantidades significativas. Os principais consumidores da matéria orgânica presente em águas residuárias são as bactérias heterotróficas, embora os protozoários tenham papel importante em alguns casos. A maioria das bactérias observadas em águas residuárias é gram-negativa, entre as quais as dos gêneros *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Zoogloea* e *Nocardia*. As bactérias heterotróficas também são detectadas com frequência. Os protozoários, os crustáceos e outros organismos são, sobretudo, consumidores secundários que degradam bactérias mortas e lisadas, além de subprodutos gerados por bactérias heterotróficas. A função dos microrganismos no tratamento biológico de águas residuárias é discutida em detalhe no Capítulo 11.

Os avanços nos processos biológicos alavancaram o aperfeiçoamento do tratamento de águas residuárias. De modo análogo, o progresso na gestão de resíduos animais promoveu o desenvolvimento de digestores usados na fermentação bacteriana de dejetos animais para produção de biogás, o qual contém metano, dióxido de carbono e alguns gases em nível de traço. A combustão deste biogás é usada para gerar eletricidade. O material sólido remanescente tem utilidade como condicionador de solos. Já a fase líquida que sobra desta combustão tem potencial fertilizante.

O tratamento da água potável. O papel dos microrganismos no tratamento da água potável é visto em termos da proteção da saúde humana e da prevenção de doenças transmissíveis. Os principais objetivos da filtração rápida em areia e da desinfecção são a remoção e a inativação de patógenos, respectivamente. Em 1917 ficou claro que a filtração da água potável permitia reduzir a incidência de febre tifoide de maneira significativa. A Figura 10-1 mostra que a aplicação de cloro como agente desinfetante ajuda a reduzir ainda mais o número de mortes causadas pela doença.

A filtração lenta em areia está entre os processos que utilizam microrganismos na decomposição de compostos orgânicos biodegradáveis que, do contrário, seriam degradados no sistema de distribuição, causando a formação de biofilmes nas paredes das tubulações. Já no começo do século XX sabia-se que o “musgo dos canos” e “formas de vida animal e vegetal” se desenvolviam no interior das adutoras de distribuição (Folwell 1917). Os filtros de areia também são eficientes na remoção de turbidez e de patógenos. Em meados do século XIX, o uso da filtração lenta em areia para tratar a água potável se consolidou na Inglaterra, a ponto de, em 1852, motivar a aprovação de uma lei que exigia que toda a água captada no Rio Tâmesa no espaço de 5 milhas a contar da Catedral de São Paulo tivesse de ser filtrada antes de entrar no sistema de distribuição (Huisman e Wood, 1974).

Nos Estados Unidos, o interesse no uso do tratamento biológico para produzir água potável e palatável vem aumentando nos últimos anos. Esses esforços resultam do fato de que a instabilidade biológica, isto é, a presença de substâncias doadoras de elétrons, como matéria orgânica biodegradável, nitritos, íon ferro, manganês (II), sulfetos e amônio, por exemplo, promovem crescimentos bacterianos em sistemas de distribuição. Embora estas bactérias raramente sejam

patogênicas, elas elevam a contagem de microrganismos heterotróficos em placa, além de aumentar a turbidez e os níveis de compostos causadores de odor e gosto, de consumir oxigênio dissolvido e de acelerar a corrosão. Entre os processos que podem ser utilizados para reduzir a instabilidade biológica estão o carvão ativado, o tratamento biológico em leito fluidizado em combinação com a ozonização (Yavich e Masten, 2002), a filtração lenta em areia e a filtração em margem. Estes processos são discutidos no Capítulo 10.

A remoção de compostos perigosos. Hoje, o mercado mundial conta com mais de 70 mil compostos químicos sintéticos, muitos dos quais são persistentes no meio ambiente. Todavia, na época em que passaram a ser comercializadas, não se definiu uma destinação adequada para estas substâncias. Por exemplo, durante a Segunda Guerra Mundial houve uma forte escassez de gordura animal para a fabricação de sabões. O resultado foi o desenvolvimento e a comercialização de detergentes sintéticos, que ganharam a preferência do público consumidor devido às excepcionais propriedades de limpeza que apresentavam. Contudo, o despejo destes compostos na rede de esgoto formava grandes volumes de espuma nos tanques de aeração das unidades de tratamento de efluentes e nos corpos hídricos receptores. As pesquisas mostraram que a causa deste fenômeno era a presença do sulfonato de alquilbenzeno, agente tensoativo pouco biodegradável. A substituição deste composto por ABS resolveu o problema (Rittman e McCarty, 2001). Outros compostos, como o DDT, as bifenilas policloradas (PCBs), os solventes halogenados e os clorofluorocarbonos também têm biodegradabilidade baixa, o que faz com que se acumulem no meio ambiente. Muitos destes compostos contêm halogênios, sobretudo o cloro, o flúor e o bromo.

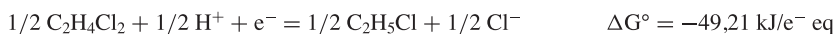
Outros compostos, como os componentes aromáticos da gasolina, são lentamente biodegradados em condições específicas. O primeiro registro do uso de microrganismos na decomposição de compostos derivados de petróleo derramados durante um vazamento data de 1972. Na década de 1980, as águas subterrâneas contaminadas com compostos tóxicos como o tricloroetileno, o tetracloroetileno e combustíveis usados na aviação foram tratadas usando-se microrganismos. Muitas tentativas foram feitas nas décadas de 1980 e 1990 para desenvolver microrganismos geneticamente modificados no intuito de aperfeiçoar a remoção de compostos tóxicos. No entanto, até hoje estas tentativas não trouxeram os resultados esperados. Os esforços atuais se concentram em conferir a organismos que ocorrem naturalmente no meio ambiente a vantagem competitiva necessária para que degradem contaminantes específicos.

EXEMPLO 3-4

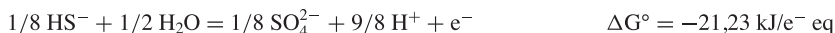
O 1,1 dicloroetano (1,1-DCE) é um hidrocarboneto clorado pouco solúvel em água, mas miscível na maioria dos solventes orgânicos. É muito utilizado como solvente, desengraxante, agente fumigante e inseticida. O 1,1-DCE também tem aplicações na fabricação de compostos químicos e em extintores de incêndio. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e a Agência Europeia para a Segurança e Saúde no Trabalho (*Occupational Safety & Health Administration*, OSHA) classificam o composto como contaminante da água potável e poluente atmosférico em ambientes fechados.

Uma de suas tarefas como engenheiro ambiental é o projeto de um sistema de remediação de águas subterrâneas em uma área contaminada com 1,1-DCE. É preciso determinar se o composto pode ser degradado pela via microbiológica utilizando-se bactérias redutoras de sulfato. Como você realiza esta tarefa?

Solução Para determinar se a reação é possível do ponto de vista termodinâmico, precisamos conhecer as semirreações. A semirreação de descloração do 1,1-DCE para formar o cloroetano é:



A semirreação da oxidação do sulfeto de hidrogênio é:



Utilizando-se estas semirreações, a ΔG° da descloração do 1,1-DCE é $-70,44 \text{ kJ/e}^- \text{ eq}$. A reação é termodinamicamente realizável. Os estudos em laboratório e em campo confirmaram que as bactérias são capazes de transformar o 1,1-DCE em cloroetano.

Sem dúvida, são necessários conhecimentos profundos de biologia, se quisermos avançar nas áreas de estudo discutidas. Nesse sentido, os cientistas e os engenheiros ambientais do futuro terão de compreender os muitos aspectos da biologia detalhadamente.

REVISÃO DO CAPÍTULO

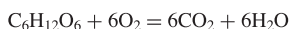
Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Liste os processos celulares essenciais à vida.
2. Dê exemplos de um monossacarídeo, de um dissacarídeo e de um polissacarídeo.
3. Cite os dois tipos de ácidos nucleicos. Quais são os cinco nucleotídeos encontrados nestes ácidos nucleicos?
4. Liste os nucleotídeos com papel importante como intermediários na conversão de energia.
5. Cite os papéis das proteínas nas funções celulares.
6. Defina enzima e imunoglobulina.
7. Descreva a importância da cinética enzimática na engenharia ambiental.
8. Discuta as hipóteses básicas da equação de Michaelis-Menten.
Utilize os conhecimentos adquiridos e uma lista de equações para:
 - (a) Determinar $V_{\text{máx}}$ e K_M .
 - (b) Determinar a frequência respiratória com base em dados experimentais.
 - (c) Determinar o número de mols de oxigênio consumidos ou os mols de dióxido de carbono produzidos durante a respiração.
 - (d) Determinar se um conjunto de reações é termodinamicamente possível utilizando as semirreações adequadas.
9. Defina lipídios, gorduras, fosfolipídios e esteroides. Explique como os fosfolipídios se organizam em bicamada na água.
10. Explique os mecanismos de difusão de compostos químicos através da membrana celular.
11. Defina endocitose, exocitose, pinocitose, fagocitose e endocitose mediada por receptores.
12. Descreva a função da cromatina, do nucléolo, dos ribossomos, do retículo endoplasmático, das vesículas, do complexo de Golgi, dos lisossomos, dos vacúolos, das mitocôndrias, do citoesqueleto e do centríolo. Identifique estas organelas em uma célula animal.
13. Descreva a função da parede celular, dos plasmodesmos, do vacúolo central, do tonoplasto e do plastídeo. Identifique estas organelas em uma célula vegetal.
14. Descreva a função do nucleóide, dos flagelos, da cápsula e das fímbrias.
15. Descreva o processo da fotossíntese e as organelas responsáveis por ele.
16. Descreva as três etapas da respiração celular.
17. Explique o ciclo celular.
18. Descreva a mitose e a meiose.
19. Descreva a fissão binária. Defina brotamento, gêmula, fragmentação, regeneração. Dê um exemplo de cada.
20. Explique as diferenças entre uma célula haploide e uma célula diploide.
21. Descreva as diferentes abordagens para a classificação de organismos e como estes métodos evoluíram com o tempo.
22. Liste as características básicas das Archaea. Enumere as condições nas quais vivem as arqueas halófilas extremas, as termófilas extremas e as metanógenas.
23. Identifique as bactérias classificadas como cocos, bacilos e espirilos. Dê exemplos de cada. Defina os prefixos diplo-, estafilo- e estrepto-.
24. Explique como a coloração de Gram é utilizada.
25. Defina taxia. Cite três exemplos.
26. Defina os organismos autotróficos, quimioautotróficos, fotoautotróficos, heterotróficos, quimioheterotróficos, fotoheterotróficos e mixotróficos. Dê um exemplo de cada.

27. Defina os organismos sapróbios e parasitas.
28. Defina os organismos anaeróbios, aeróbios obrigatórios, anaeróbios facultativos.
29. Defina os organismos psicrófilos, mesófilos, termófilos, estenotermófilos e hipertermófilos.
30. Liste os cinco maiores grupos de bactérias.
31. Liste os quatro grupos de protozoários. Cite um organismo pertencente a cada grupo.
32. Liste os seis filos de algas. Cite um organismo pertencente a cada filo.
33. Defina os fungos limosos e os fungos aquáticos.
34. Qual é a importância dos fungos para os cientistas e engenheiros ambientais?
35. Liste os cinco filos de fungos e dê um exemplo de cada.
36. Defina vírus. Explique porque os vírus são importantes.
37. Enumere os postulados de Koch.
38. Descreva os patógenos oportunistas. Dê um exemplo de cada.
39. Descreva uma doença transmissível ou contagiosa. Explique o que é um patógeno virulento.
40. Defina endotoxina e exotoxina.
41. Explique como as doenças infecciosas são transmitidas.
42. Defina prion.

EXERCÍCIOS

- 3-1** A frequência respiratória pode ser determinada monitorando-se o consumo de oxigênio ou a produção de dióxido de carbono:



Uma experiência mediu a variação no volume de gás em duas temperaturas (10°C e 20°C) utilizando-se um respirômetro contendo 25 sementes de ervilha não germinadas. A experiência foi conduzida na ausência de luz, para impedir a fotossíntese. O CO₂ produzido durante a respiração celular foi removido por reação com hidróxido de potássio (KOH), a qual forma carbonato de potássio sólido (K₂CO₃). Com isso, mediu-se apenas o oxigênio consumido. Os resultados obtidos foram:

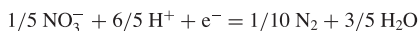
Tempo (min)	Diferença corrigida para o controle (mL)	
	10°C	20°C
0	—	—
5	0,005	0,01
10	0,01	0,02
15	0,015	0,035
20	0,027	0,05

- (a) Calcule o número de mols de oxigênio consumidos após 20 minutos. Considere a pressão atmosférica 1 atm.
- (b) Calcule a constante de velocidade para os dados, supondo que a reação seja de primeira ordem. Compare os resultados com os valores obtidos para as sementes em fase de germinação (ver o Exemplo 3-2).

Resposta: (a) $1,2 \times 10^{-6}$ mols de O₂ a 10°C; $2,1 \times 10^{-6}$ mols de O₂ a 20°C
 (b) 0,108 min⁻¹ a 10°C; 0,109 min⁻¹ a 20°C

- 3-2** Calcule a quantidade de CO₂ produzida (em kg) por mol de acetato oxidado durante a oxidação aeróbia. Se o acetato é oxidado a CO₂ por desnitrificação, calcule a quantidade de CO₂ produzida (em kg) por mol de acetato oxidado. A semirreação da desnitrificação é:

$$\Delta G^\circ, \text{ kJ} \cdot (\text{e}^- \text{ eq})$$

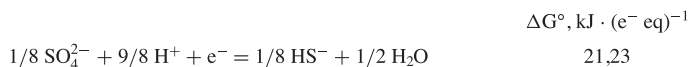


$$-72,2$$

3-3 O sulfeto de hidrogênio (HS^-) é oxidado em SO_4^{2-} por microrganismos que se desenvolvem no interior das tubulações de esgoto. Este processo causa a corrosão do concreto, por conta do ácido produzido.

- (a) Se a concentração de HS^- no esgoto é $2,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é a concentração de sulfato resultante, supondo-se que a conversão é de 100%?
- (b) Se o receptor de elétrons é o acetato, calcule o valor de ΔG° para a reação e avalie se ela é termodinamicamente possível.

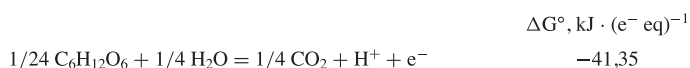
A semirreação do $\text{HS}^- - \text{SO}_4^{2-}$ é:



Resposta: (a) $7,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$

(b) $-6,2 \text{ kJ}(\text{e}^- \text{eq})^{-1}$. A reação é termodinamicamente possível.

3-4 Calcule o valor de ΔG° para a oxidação do sulfeto de hidrogênio (HS^-) em SO_4^{2-} , se a glicose é o receptor de elétrons. A semirreação é:



3-5 Em seus estudos sobre uma nova enzima, X, você mede a velocidade da reação dela com diferentes concentrações de substrato e obtém os valores:

Concentração inicial do substrato (mM)	V_o ($\mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$)
3,0	10,4
5,0	14,5
10,0	22,5
30,0	33,8
90,0	40,5
180,0	42,5

- (a) Calcule $V_{\text{máx}}$ e K_M .
- (b) Se a concentração da enzima fosse reduzida a 10% da quantidade utilizada na experiência descrita, as velocidades iniciais da reação se alterariam? Como?

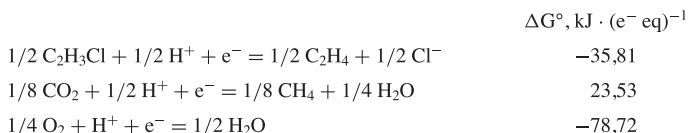
Resposta: (a) $V_{\text{máx}} = 44,6 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$; $K_M = 10,0 \text{ mM}$

(b) As velocidades iniciais da reação também seriam reduzidas a 10% do valor original.

3-6 A enzima X é capaz de catalisar a quebra da molécula do corante extraído do cedro vermelho em CO_2 e água. Em um estudo sobre esta enzima, você descobriu que as velocidades iniciais ($\text{mM} \cdot \text{h}^{-1}$) dependem da concentração inicial do substrato. Os dados coletados são mostrados abaixo. Construa um gráfico para determinar $V_{\text{máx}}$ e K_M . Qual é o efeito de uma redução de 10% na concentração da enzima sobre o valor medido de K_M ?

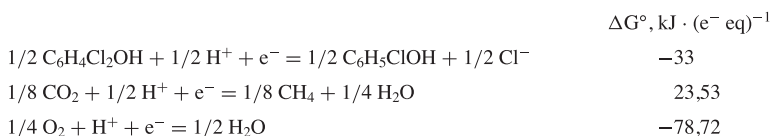
Concentração do substrato (mM)	Velocidade inicial ($\text{mM} \cdot \text{h}^{-1}$)
2	5
4	9
6	15
8	18
10	23
12	30
16	38
20	44
25	50
30	55
40	60

- 3-7** O cloreto de vinila é um produto formado durante a desalogenação do tetracloroetileno em tricloroetileno, e deste em dicloroetileno. Determine se o cloreto de vinila pode ser desclorado para produzir também o etileno, pela via aeróbia ou pela via anaeróbia. Descreva o raciocínio usado. As semirreações envolvidas são:



Resposta: o cloreto de vinila pode ser desclorado e produzir etileno apenas em condições anaeróbias utilizando-se CO_2 como receptor de elétrons.

- 3-8** A reação de desalogenação do diclorofenol em clorofenol é termodinamicamente favorável em condições aeróbias ou anaeróbias? Descreva o raciocínio usado. As semirreações envolvidas são:



QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 3-1** As bactérias e os fungos normalmente não se desenvolvem no mel de abelhas ou em alimentos conservados em vinagre, mesmo após os recipientes terem sido abertos. Explique.
- 3-2** Alguns organismos vivem em lagos rasos. Nestes, um volume representativo da água evapora durante os meses quentes e secos do verão. Como variam as concentrações dos solutos na água neste período? Este fenômeno pode trazer problemas para os organismos presentes no lago? Como?
- 3-3** As células são muito eficientes na utilização da matéria. O que elas podem nos ensinar sobre a redução de resíduos ou a criação de aterros sanitários mais adequados?
- 3-4** No passado, antes da implementação de legislações ambientais específicas, os compostos químicos perigosos eram despejados em corpos hídricos, bombeados no solo ou armazenados em tonéis, nos quais acabavam por se decompor. Por essa razão, o solo de muitas áreas industriais antigas permanece contaminado. Explique como o estudo dos processos bacterianos pode ajudar a desenvolver novas tecnologias para limpar estas áreas.
- 3-5** Quais são os efeitos da floração de algas nos outros organismos que vivem em um lago (por exemplo, os protozoários, as plantas e os peixes)? Explique.
- 3-6** De que forma as bactérias podem atenuar os efeitos da chuva ácida?
- 3-7** Quais são as precauções necessárias durante o desenvolvimento de um novo processo biológico que utiliza bactérias? Explique.
- 3-8** Muitos produtos de limpeza disponíveis no mercado dizem apresentar propriedades antibacterianas. Você acredita que os agentes antibacterianos devam ser adicionados a sabões, loções para as mãos e outros cosméticos? Explique a sua resposta levando em conta o fenômeno da resistência bacteriana.
- 3-9** Conceba uma experiência para calcular as condições ótimas de crescimento de uma espécie de bactéria.
- 3-10** Estude o problema das florações de algas nocivas em detalhe e apresente algumas estratégias para prevenir o fenômeno e atenuar os seus efeitos.

REFERÊNCIAS

- Aust, S. D. (1995) "Mechanisms of Degradation by White Rot Fungi," *Environmental Health Perspectives Supplements*, 103(S5).
- Folwell, A. P. (1917) *Water Supply Engineering: The Designing and Constructing of Water-Supply Systems*, John Wiley and Sons, New York.
- Fuller, G. W., and J. R. McClintock (1926) *Solving Sewage Problems*, McGraw-Hill Book Co., Inc., New York.
- Guest, R. K., and D. W. Smith (2002) "A Potential New Role for Fungi in a Wastewater MBR Biological Nitrogen Reduction System," *J. Environ. Eng. Sci.* 1: 433–37. Published on the NRC Research Press website at <http://jees.nrc.ca/> on 3 December 2002.
- Guyer, R. L. (1997) "Prions: Puzzling Infectious Proteins," National Institutes of Health, Washington, DC. <http://science.education.nih.gov/home2.nsf/Educational+Resources/Resource+Formats/Online+Resources/+High+School/D07612181A4E785B85256CCD0064857B>
- Mader, S. S. (2007) *Biology*, 9th ed. McGraw Hill Book Co., New York.
- McKinney, R. E. (1962) *Microbiology for Sanitary Engineers*, McGraw-Hill, New York: p. 40.
- Raven, P. H., G. B. Johnson, K. A. Mason, J. Losos, and S. Singer, *Biology*, 8th ed., McGraw-Hill, New York.
- WHOI (2006) "The Harmful Algae Page," National Office for Harmful Algal Blooms at Woods Hole Oceanographic Institution, Dr. Don Anderson, Director. http://www.whoi.edu/redtide/HABdistribution/PSP_worldmap_1970-2006.jpg
- Ye, Silada, Ö. S., Sik, and M., Sam (1999) "Treatment of Olive Oil Mill Wastewater with Fungi," *Tr. J. of Biology*, 23: 231–40.
- Zhongming, Z., and J. P. Obbard (2002) "Oxidation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) by the White Rot Fungus, *Phanerochaete Chrysosporium*," *Enzyme and Microbial Technology*, 31 (1–2): 3–9.

Os balanços de massa e de energia

4-1	INTRODUÇÃO	142
4-2	A UNIFICAÇÃO DAS TEORIAS	142
	A conservação da matéria	142
	A conservação da energia	142
	A conservação da matéria e da energia	142
4-3	OS BALANÇOS DE MASSA	143
	Os princípios básicos	143
	O fator tempo	144
	Os sistemas mais complexos	145
	A eficiência	148
	As condições da mistura	151
	Incluindo reações e perdas no processo	153
	Os reatores	157
	A análise dos reatores	158
4-4	OS BALANÇOS DE ENERGIA	166
	A primeira lei da termodinâmica	166
	Os princípios básicos	167
	A segunda lei da termodinâmica	175
	REVISÃO DO CAPÍTULO	177
	EXERCÍCIOS	177
	QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	185
	REFERÊNCIAS	185

4-1 INTRODUÇÃO

Os balanços de massa e de energia são ferramentas essenciais para uma compreensão quantitativa do comportamento dos sistemas ambientais, porque permitem calcular os fluxos de matéria e energia para o interior e o exterior desses sistemas. Os balanços de massa permitem desenvolver modelos que explicam a produção, o transporte e o destino de poluentes na natureza, enquanto os balanços de energia são úteis no estudo do seu fluxo no ambiente. A previsão dos volumes de escoamento da chuva (Capítulo 7), o cálculo da produção de resíduos sólidos nas operações de mineração (Capítulo 8), o balanço de oxigênio em cursos de água (Capítulo 9) e as investigações sobre a geração de resíduos sólidos (Capítulo 14) são exemplos de balanços de massa. Os balanços de energia permitem estimar a eficiência de processos térmicos (Capítulo 8), prever o aumento da temperatura em um curso de água com o lançamento das águas oriundas de um sistema de refrigeração em uma usina termoeletrica (Capítulo 9) e estudar a mudança climática (Capítulo 12).

4-2 A UNIFICAÇÃO DAS TEORIAS

A conservação da matéria

A **lei da conservação da matéria** afirma que esta não pode ser criada ou destruída, o que a torna uma teoria muito poderosa. Mesmo nos processos nucleares, a matéria é apenas transformada, porém, por meio de fenômenos mais complexos. Dito de outro modo, se observarmos com atenção um processo no meio ambiente, somos capazes de “explicar” o comportamento da matéria a qualquer momento durante o período de observação. Isso não quer dizer que a forma da matéria não se altere, ou que suas propriedades permaneçam constantes. Logo, se medirmos o volume de água em um copo colocado sobre a mesa na segunda-feira, repetirmos a medida uma semana mais tarde e percebermos que a quantidade de líquido diminuiu, não poderemos afirmar que alguém fez magia para a água desaparecer. Ao contrário, é preciso compreender que a matéria (a água no copo) apenas passou por uma transformação de estado. A lei da conservação da matéria implica na necessidade de justificar toda a massa de água presente originalmente, isto é, a massa de água restante no copo mais a massa de água que evaporou é igual a massa de água inicial. A representação matemática deste cálculo é chamada de **balanço de massa** ou **balanço material**.

A conservação da energia

A **lei da conservação da energia** estipula que a energia não pode ser criada ou destruída. Como a lei de conservação da matéria, aponta para a necessidade de “explicar” a energia, em dado ponto no tempo. Porém, a lei da conservação da energia não diz que a energia não varia. Logo, precisamos ser capazes de acompanhar a energia presente nas fontes de nutrientes ao longo de uma série de organismos, desde as plantas, até os animais. A representação matemática deste cálculo envolvendo a energia é chamada de **balanço de energia**.

A conservação da matéria e da energia

Em 1905, Albert Einstein propôs a teoria da equivalência entre matéria e energia, expressa como $E = (2,2 \times 10^{13}) (m)$, onde “E” é a energia, expressa em calorías, disponível em uma determinada quantidade de matéria “m” em gramas, e $2,2 \times 10^{13}$ é uma constante de proporcionalidade. Segundo esta equivalência, a conversão de 1 g de matéria em energia libera $2,2 \times 10^{13}$ calorías. A quantidade de energia envolvida é enorme e não depende da natureza da substância que sofre a transformação. Por exemplo, a conversão de 1 g de matéria em energia seria capaz de elevar a temperatura de uma massa de 220 gigagramas (Gg) de água do ponto de congelamento, 0°C, ao ponto de ebulição, 100°C. Em comparação, seria preciso queimar aproximadamente 2,7 megagramas (Mg) de carvão para obter a mesma quantidade de energia!

A entrada na era nuclear mostrou que a hipótese de Einstein estava correta. Isso permitiu uma combinação de leis, a **lei da conservação de massa e energia**, segundo a qual a quantidade de energia e de matéria, combinadas, é invariável. Uma mudança em nível nuclear produz novos materiais, com a alteração da identidade dos átomos. Quantidades significativas de matéria são convertidas em energia nas explosões atômicas. O intercâmbio de massa e energia não tem aplicação nas ciências ambientais. Logo, os balanços de energia e de massa serão tratados separadamente.

4-3 OS BALANÇOS DE MASSA

Os princípios básicos

Em sua forma mais simples, um balanço de massa (ou de materiais) pode ser visto como um processo contábil, a exemplo do que é feito toda a vez que é feito o balanço do saldo de uma conta bancária, subtraindo-se os valores dos cheques que foram emitidos dos valores depositados.

$$\text{Saldo} = \text{depósitos} - \text{saques} \quad (4-1)$$

Em um processo que ocorre no meio ambiente, a equação do balanço teria esta representação:

$$\text{Massa acumulada} = \text{massa que entra} - \text{massa que sai} \quad (4-2)$$

Este fluxo de massa ocorre no que é chamado de “sistema”, o qual pode ser, por exemplo, um lago, um rio ou um equipamento de controle de poluentes.

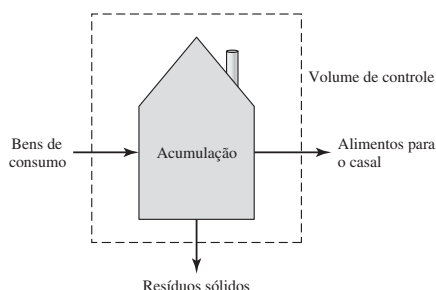
O volume de controle. A primeira etapa para a solução de um problema que envolve um balanço de massa é a elaboração de um fluxograma do processo ou de um diagrama conceitual do subsistema ambiental. Todas as quantidades de massa que entram, saem ou se acumulam são convertidas na mesma unidade de massa e inseridas no diagrama. As quantidades desconhecidas também são representadas. Feito isso, é possível definir o problema. Os limites do sistema (blocos imaginários que envolvem o processo ou partes dele) são representados para simplificar os cálculos. O sistema inserido nestes limites é chamado de **volume de controle**.

Após escrevermos a equação do balanço de massa para calcular as quantidades acumuladas e transferidas para dentro e para fora do sistema, ou para demonstrar que consideramos todos os componentes, isto é, que o balanço de massa “fecha”, é possível demonstrar que os cálculos das massas envolvidas estão corretos. Como alternativa, quando não dispomos de todos os dados sobre as massas transferidas, é possível assumir que o balanço de massa fecha e resolver a equação para a quantidade desconhecida. O exemplo abaixo ilustra este procedimento.

EXEMPLO 4-1

O Sr. e a Sra. Konzzumer não têm filhos. Durante uma semana, eles compram e trazem para casa cerca de 50 kg de bens de consumo (alimentos, revistas, jornais, eletrodomésticos, móveis e as embalagens destes produtos). Desta massa, 50% são alimentos, metade dos quais é consumida nos processos biológicos das duas pessoas e, no final, liberados na forma de CO_2 . A segunda metade é liberada no sistema de esgotos. Os Konzzumer reciclam aproximadamente 25% dos resíduos sólidos que geram. Cerca de 1 kg se acumula na casa. Calcule a quantidade de lixo orgânico que colocam na calçada a cada semana.

Solução Inicie elaborando um diagrama que represente o balanço de massa e rotulando as quantidades conhecidas que entram e saem do sistema. Na verdade, há dois diagramas: um para a casa, outro para as pessoas. Contudo, o balanço de massa relativo ao casal é irrelevante para a solução deste problema.



Agora, escreva a equação do balanço de massa para este lar.

Quantidade que entra = acumulado + quantidade consumida como alimentos + quantidade que sai como resíduos

É preciso calcular as quantidades conhecidas de massa que entra e que sai do sistema.

Metade da massa que entra é alimento = $(0,5)(50) = 25 \text{ kg}$

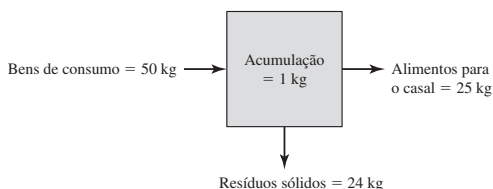
Esta é a massa que entra como alimento para o casal. A equação do balanço de massa é reescrita como:

$50 \text{ kg} = 1 \text{ kg} + 25 \text{ kg} + \text{quantidade que sai como resíduo sólido}$

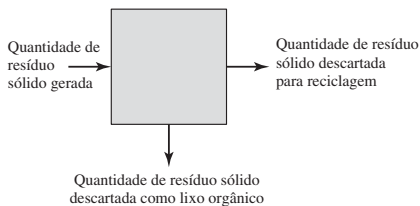
Resolvendo para a massa de resíduo sólido, temos:

Quantidade que sai como resíduo sólido = $50 - 1 - 25 = 24 \text{ kg}$

O diagrama do balanço de massa, contendo as massas adequadas, pode ser feito como:



É possível estimar a quantidade de resíduos sólidos descartados como lixo orgânico realizando-se um balanço de massa específico, representado no diagrama abaixo.



A equação deste balanço de massa é:

Quantidade de resíduo sólido gerada = quantidade descartada para reciclagem + quantidade descartada como lixo orgânico

Uma vez que a quantidade destinada à reciclagem é de 25% do resíduo sólido total, temos:

Quantidade destinada para a reciclagem = $(0,25) (24 \text{ kg}) = 6 \text{ kg}$

Substituindo-se este valor na equação do balanço de massa de resíduos sólidos e resolvendo para o lixo doméstico:

$24 \text{ kg} = 6 \text{ kg} + \text{lixo orgânico}$

Lixo orgânico = $24 - 6 = 18 \text{ kg}$

O fator tempo

O tempo é um fator importante para definir a gravidade ou conceber uma solução para muitos problemas ambientais. Nestes casos, a Equação 4-2 passa por uma modificação:

Taxa de acúmulo = taxa de entrada – taxa de saída

(4-3)

na qual o termo **taxa** indica a variação, por unidade de tempo, da massa no sistema. Utilizando-se a notação de cálculo diferencial, a expressão do balanço de massa pode ser reescrita:

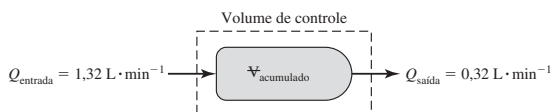
$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt} \quad (4-4)$$

onde M é a massa acumulada, e (entrada) e (saída) se referem às massas que chegam e deixam o volume de controle. Como parte da descrição do problema, é preciso definir um intervalo de tempo adequado.

EXEMPLO 4-2

Truly Clearwater está preparando um banho de banheira. Contudo, ela esqueceu de colocar a tampa no ralo. Se o volume de água necessário para o banho é $0,350 \text{ m}^3$, a torneira despeja uma vazão de $1,32 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e o ralo deixa passar $0,32 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, quanto tempo será necessário para encher a banheira ao nível desejado? Suponha que Truly feche a torneira quando a banheira estiver cheia, impedindo que a casa se alague, quanta água foi desperdiçada? A densidade da água permanece constante em todo o volume de controle.

Solução O diagrama do balanço de massa é:



Uma vez que estamos trabalhando com unidades de massa, é preciso converter os volumes em massa utilizando a massa específica da água.

$$\text{Massa} = (\text{volume})(\text{massa específica}) = (\Psi)(\rho)$$

onde

$$\text{Volume} = \text{vazão} \times \text{tempo} = (Q)(t)$$

Logo, para a equação do balanço de massa, considerando que $1,0 \text{ m}^3 = 1000 \text{ L}$, temos $0,350 \text{ m}^3 = 350 \text{ L}$.

$$\text{Acumulado} = \text{massa que entra} - \text{massa que sai}$$

$$(\Psi_{\text{ACUM}})(\rho) = (Q_{\text{entrada}})(\rho)(t) - (Q_{\text{saída}})(\rho)(t)$$

Com base na hipótese de que a massa específica é constante, temos:

$$\Psi_{\text{ACUM}} = (Q_{\text{entrada}})(t) - (Q_{\text{saída}})(t)$$

$$\Psi_{\text{ACUM}} = 1,32t - 0,32t$$

$$350 \text{ L} = (1,00 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1})(t)$$

$$t = 350 \text{ min}$$

A quantidade de água desperdiçada é:

$$\text{Água desperdiçada} = (0,32 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1})(350 \text{ min}) = 112 \text{ L}$$

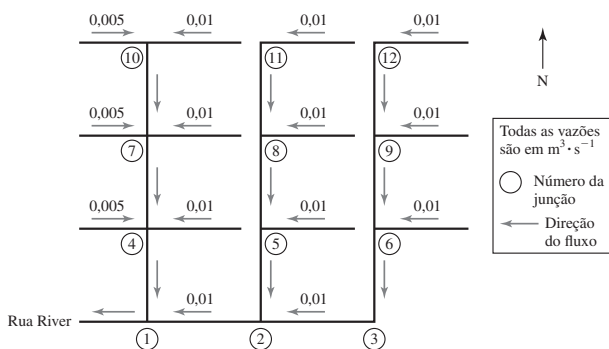
Os sistemas mais complexos

Uma etapa fundamental na solução de problemas envolvendo o balanço de massa mais complexos diz respeito à escolha do volume de controle apropriado. Em alguns casos, talvez seja preciso selecionar mais do que um volume de controle e resolver o problema em série, utilizando-se a solução para um volume de controle como dado de entrada para outro. Nesses processos mais complicados, o volume de controle indicado pode considerar todos os passos no processo como se fossem uma

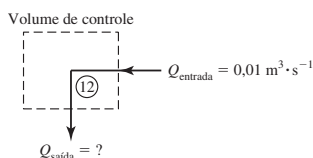
espécie de “caixa preta”. Isto é, os processos secundários internos não são relevantes e, portanto, permanecem ocultos. O exemplo a seguir ilustra um sistema complexo e indica a solução do problema.

EXEMPLO 4-3

A rede de galerias coletoras de esgoto pluvial em uma pequena área residencial está esquematizada abaixo. As águas da chuva escoam por gravidade na direção mostrada. Elas entram no ramo Leste-Oeste do sistema. Não há acesso pelo ramo Norte-Sul. A vazão em cada seção das galerias está indicada por setas. A capacidade de escoamento das tubulações é $0,120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Quando as chuvas são fortes, a Rua River é inundada a jusante do entrocamento 1, porque o fluxo de água excede a capacidade da rede de galerias. Para amenizar o problema e aumentar a capacidade de expansão, foi apresentada uma proposta que previa a construção de uma bacia de retenção com o objetivo de armazenar as águas da chuva. Segundo a proposta, ao final da tempestade as águas represadas seriam escoadas, gradativamente. Qual é a melhor localização, na rede de galerias, para a construção de uma bacia de retenção capaz de aumentar a capacidade do restante do sistema em 50% ($0,06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)?



Solução Este é um exemplo de problema de vazões constantes. Isto é, $Q_{\text{saída}}$ precisa ser idêntica à vazão Q_{entrada} . Embora o problema possa ser resolvido por observação, utilizaremos um balanço de massa serial para ilustrar a técnica. Começando com o canto superior do diagrama, no entrocamento 12, desenhamos o diagrama do balanço de massa abaixo:



A equação do balanço de massa é:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt}$$

Uma vez que não há o acúmulo de água no entrocamento:

$$\frac{dM}{dt} = 0$$

e

$$\frac{d(\text{entrada})}{dt} = \frac{d(\text{saída})}{dt}$$

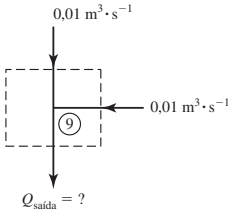
$$(\rho)(Q_{\text{entrada}}) = (\rho)(Q_{\text{saída}})$$

A massa específica da água permanece constante. Por isso podemos considerar as vazões em massa, na entrada e na saída, diretamente proporcionais às respectivas vazões em volume.

$$Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}}$$

Logo, a vazão entre os entroncamentos 12 e 9 é de $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

No entroncamento 9, podemos desenhar o diagrama de balanço de massa:



Mais uma vez, utilizamos a nossa hipótese de que não há o acúmulo de água nos entroncamentos, lembrando que a equação do balanço de massa pode ser escrita em termos das vazões.

$$\begin{aligned} Q_9 &= Q_{12} + Q_{\text{na galeria conectada a 9}} \\ &= 0,01 + 0,01 = 0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned}$$

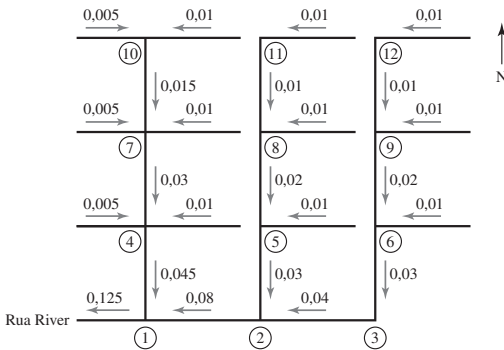
De modo análogo,

$$\begin{aligned} Q_6 &= Q_9 + Q_{\text{na galeria conectada a 6}} \\ &= 0,02 + 0,01 = 0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned}$$

e, sabendo que a água da chuva entra pelo ramo Leste-Oeste da rede:

$$\begin{aligned} Q_3 &= Q_6 + Q_{\text{na galeria conectando 3 a 2}} \\ &= 0,03 + 0,01 = 0,04 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned}$$

Realizando um processo semelhante para todos os entroncamentos, descrevemos a rede segundo o diagrama:



Está claro que a capacidade da rede de galerias ($0,12 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) é excedida somente abaixo do entroncamento 1. A observação mostra que a vazão total de entrada no entroncamento 2 é $0,07 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e que uma bacia de retenção neste ponto exigiria que a rede de galerias a jusante transportasse não mais de $0,055 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Este valor atende à necessidade de garantir uma expansão na capacidade de aproximadamente 50%.

A eficiência

A efetividade de um processo ambiental na remoção de um contaminante é determinada utilizando-se um balanço de massa. Começamos com a Equação 4-4:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt}$$

A massa do contaminante por unidade de tempo [$d(\text{entrada})/dt$ e $d(\text{saída})/dt$] é calculada com a expressão:

$$\frac{\text{Massa}}{\text{Tempo}} = (\text{concentração})(\text{vazão})$$

Por exemplo:

$$\frac{\text{Massa}}{\text{Tempo}} = (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3})(\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) = \text{mg} \cdot \text{s}^{-1}$$

É a chamada **vazão mássica**. Em termos de concentração e de vazão, a equação do balanço de massa é:

$$\frac{dM}{dt} = C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}} \quad (4-5)$$

onde dM/dt = taxa de acúmulo do contaminante no processo

$C_{\text{entrada}}, C_{\text{saída}}$ = concentrações do contaminante na entrada e na saída no processo

$Q_{\text{entrada}}, Q_{\text{saída}}$ = vazões de entrada e saída no processo

A relação entre a massa acumulada no processo e a massa que entra no sistema é a medida de quão efetivo é o processo na remoção do contaminante:

$$\frac{dM/dt}{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}}} = \frac{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}}}{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}}} \quad (4-6)$$

Por conveniência, a fração é multiplicada por 100%. O membro esquerdo da equação recebe a notação η . A eficiência (η) é definida como:

$$\eta = \frac{\text{massa na entrada} - \text{massa na saída}}{\text{massa na entrada}} (100\%) \quad (4-7)$$

Se as vazões de entrada e de saída são iguais, a relação é simplificada:

$$\eta = \frac{\text{concentração na entrada} - \text{concentração na saída}}{\text{concentração na entrada}} (100\%) \quad (4-8)$$

O próximo exemplo ilustra uma solução em várias etapas, com base na eficiência.

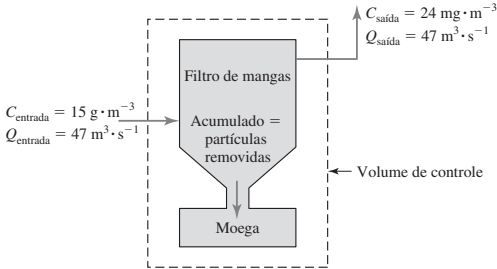
EXEMPLO 4-4

O equipamento para o controle da poluição atmosférica instalado em um incinerador de resíduos municipais inclui um filtro de mangas. Este contém 424 mangas filtrantes dispostas em paralelo, isto é, cada manga filtra 1/424 da vazão. As vazões de entrada e de saída do gás no filtro são idênticas ($47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). A concentração de partículas na vazão de entrada é $15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Em condições normais de operação, o efluente gasoso contendo particulados atende ao limite estabelecido em legislação, que é $24 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Contudo, por descuido de um funcionário, uma manga não foi instalada durante a manutenção preventiva para substituição de peças, baixando para 423 o número de mangas efetivamente em operação no filtro.

Calcule a fração da matéria particulada removida e a eficiência do processo de remoção quando as 424 mangas originais estão instaladas e o processo de filtração atende às exigências legais. Estime a vazão mássica dos particulados quando uma das mangas está ausente e

recalcule a eficiência do filtro de mangas. Suponha que a eficiência de cada manga seja igual à eficiência total do filtro.

Solução: Em condições normais de operação, o diagrama do balanço de massa para o filtro de mangas é:



A equação do balanço de massa escrita em termos de vazão e de balanço de massa é:

$$\frac{dM}{dt} = C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}}$$

A taxa de acúmulo de massa no filtro é:

$$\frac{dM}{dt} = (15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})(47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) - (24 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})(47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) = 703.872 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$$

A fração de particulados removidos é:

$$\frac{703.872 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}}{(15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})(47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})} = \frac{703.872 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}}{705.000 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}} = 0,9984$$

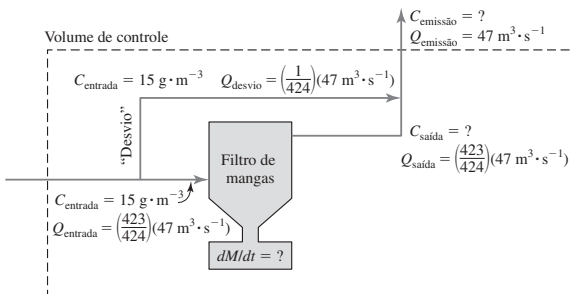
A eficiência do filtro de mangas é:

$$\eta = \frac{15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} - 24 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}}{15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}} (100\%)$$

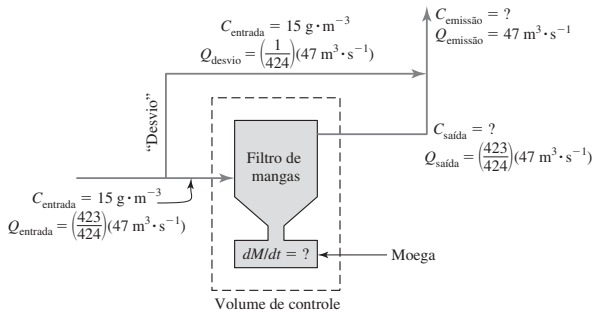
$$= 99,84\%$$

Observe que a fração de materiais particulados removidos equivale à eficiência, multiplicada por 100.

Para determinar a vazão mássica das emissões na ausência de uma manga, precisamos esquematizar um novo balanço de massa. Uma vez que uma manga foi esquecida, uma parcela da vazão ($1/424$ de $Q_{\text{saída}}$) passa diretamente pelo filtro. Para facilitar a compreensão, indicamos a ausência de uma manga com uma linha de desvio no esquema.



A definição correta do volume de controle é parte importante da solução do problema. O diagrama abaixo mostra que a definição do volume de controle composto pelo filtro e pelo desvio gera três variáveis desconhecidas: a vazão mássica que sai do filtro, o acumulado na moega e a vazão mássica da mistura. Quando definimos o volume de controle de maneira a incluir apenas o filtro, as variáveis desconhecidas são duas:



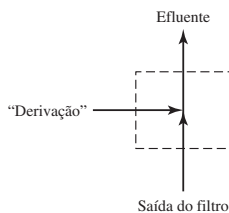
Uma vez que conhecemos a eficiência e a vazão mássica que entra no sistema, podemos solucionar a equação do balanço de massa para a quantidade que sai dele.

$$\eta = \frac{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saida}} Q_{\text{saida}}}{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}}}$$

Resolvendo para $C_{\text{saida}} Q_{\text{saida}}$

$$C_{\text{saida}} Q_{\text{saida}} = (1 - \eta) C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} \\ = (1 - 0,9984)(15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})(47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(423/424) = 1125 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$$

Este valor pode ser usado como vazão de entrada em um volume de controle em torno da junção do desvio, a saída do filtro e o efluente final.



Um balanço de massa para o volume de controle em torno da junção pode ser escrito como:

$$\frac{dM}{dt} = C_{\text{entrada}} Q_{\text{da derivação}} + C_{\text{entrada}} Q_{\text{do filtro}} - C_{\text{emissão}} Q_{\text{emissão}}$$

Como não há acúmulo na junção:

$$\frac{dM}{dt} = 0$$

e a equação do balanço de massa fica:

$$C_{\text{emissão}} Q_{\text{emissão}} = C_{\text{entrada}} Q_{\text{da derivação}} + C_{\text{entrada}} Q_{\text{do filtro}} \\ = (15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})(47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1/424) + 1125 = 2788 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$$

A concentração do efluente é:

$$\frac{C_{\text{emissão}} Q_{\text{emissão}}}{Q_{\text{saida}}} = \frac{2788 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}}{47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 59 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$$

A eficiência global do filtro na ausência de uma manga é:

$$\eta = \frac{15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} - 59 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}}{15.000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}} (100\%)$$

$$= 99,61\%$$

Embora esta eficiência seja muito boa, o efluente do equipamento de controle de poluição não atende ao valor máximo permitido por lei, que é $24 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. De todo modo, é pouco provável que o filtro operasse sem uma das mangas, já que o desequilíbrio na vazão de gases seria percebido de imediato. Todavia, a presença de muitos orifícios pequenos nas mangas tem o poder de afetar a qualidade do efluente lançado sem dar sinais de que o equipamento não esteja operando corretamente. Por essa razão, as mangas passam por inspeções e manutenção periódicas e o efluente gasoso lançado na atmosfera é monitorado em intervalos regulares.

As condições da mistura

As condições da mistura em um sistema é um aspecto relevante na aplicação da Equação 4-4. Considere uma xícara contendo 200 mL de café (ou outra bebida de sua preferência). Se adicionarmos uma colherada de leite (cerca de 20 mL) e imediatamente retirarmos uma amostra da mistura, perceberemos que este não se misturou ao café por completo. Por outro lado, se adicionarmos o leite e o misturarmos com o café, para então retirarmos uma amostra da bebida, perceberemos que o leite se distribuiu por completo, independentemente do ponto em que coletarmos uma amostra, seja a borda esquerda, a borda direita ou um orifício no fundo da xícara. No balanço de massa do sistema composto pelo café com leite e a xícara, esta seria o limite do volume de controle. Se o café e o leite não estão bem misturados, o ponto em que recolhemos uma amostra afeta o valor de $d(\text{saída})/dt$ na Equação 4-4. Em contrapartida, quando os dois líquidos estão bem misturados, o resultado é sempre o mesmo, sem relação com o ponto do recipiente junto ao qual a amostra é obtida. Dito de outro modo, qualquer amostra retirada do sistema seria idêntica, em composição e propriedades (como a temperatura, por exemplo), ao líquido principal contido no volume de controle. Este sistema é formalmente chamado de **sistema de mistura completa**. Embora esta hipótese seja muito utilizada para resolver problemas de balanço de massa, a maioria dos sistemas reais não apresenta as condições que permitem validá-la. Isto significa que as soluções para os problemas envolvendo balanços de massa baseadas nesta hipótese precisam ser corrigidas para os cenários reais observados.

Se um sistema completamente misturado pode existir, ou pelos menos sistemas que se assemelham a um sistema deste tipo, é razoável considerar que alguns sistemas não sejam completamente misturados, ou se aproximem desta condição. Estes sistemas são chamados de **sistemas de fluxo pistonado**. O comportamento de um sistema de fluxo pistonado pode ser comparado com um trem em movimento (Figura 4-1), sendo que cada vagão deve seguir o outro. Como mostra a Figura 4-1b, um vagão-tanque acoplado em meio aos vagões de carga manterá a sua posição na composição, até esta chegar a seu destino. O vagão-tanque pode ser identificado a qualquer momento durante o percurso. No movimento de um líquido em um sistema de fluxo pistonado, cada parcela do material conserva suas características e, se não houver reação, terá sempre a mesma concentração e as mesmas propriedades físicas que tinha ao entrar no sistema. A mistura pode ou não ocorrer na direção radial. Assim como os sistemas de mistura completa, os sistemas ideais de fluxo pistonado não são comuns no mundo real.

Um sistema que opera com vazões de entrada e de saída idênticas tem massa acumulada igual a zero (isto é, $dM/dt = 0$ na Equação 4-4). Esta condição é chamada de **regime estacionário**. Muitos problemas envolvendo balanço de massa são mais facilmente resolvidos com base na hipótese de que o sistema tenha atingido o regime permanente. Todavia, é preciso observar que esta condição não implica em **equilíbrio**. Por exemplo, a água que entra e sai de um lago a uma vazão constante não está em equilíbrio porque, se estivesse, não escoaria. Entretanto, se o acúmulo de água no lago for zero, então podemos afirmar que o sistema “lago” atingiu o regime permanente.

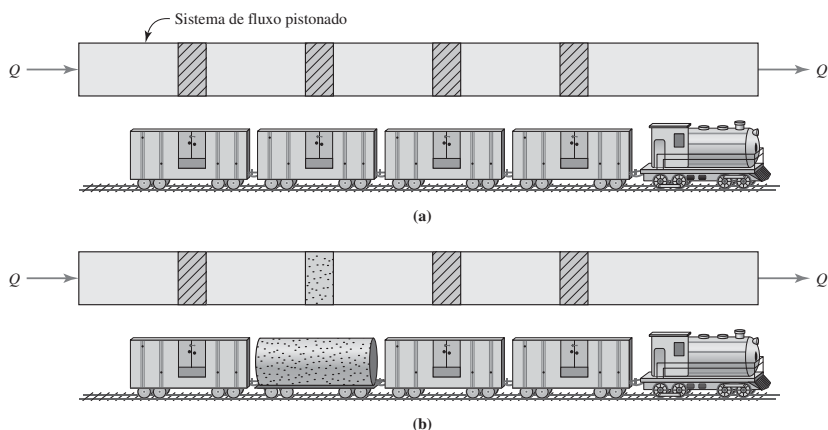


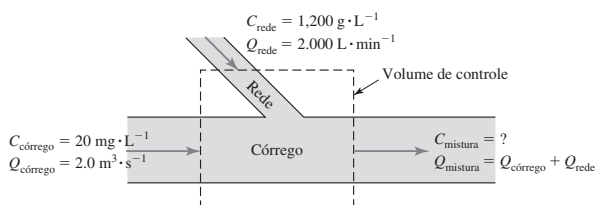
FIGURA 4-1 (a) Analogia entre um sistema de fluxo pistonado e um trem de carga. (b) Situação em que ocorre um pulso na concentração do material que entra no sistema.

O Exemplo 4-5 ilustra o uso das duas hipóteses: de mistura completa e regime permanente.

EXEMPLO 4-5

Uma rede de galerias para a coleta da drenagem pluvial transporta neve derretida contendo $1,200 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloreto de sódio. Os volumes são despejados em um córrego, o qual contém, naturalmente, $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do composto. Se a vazão da rede é $2000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e a do córrego é $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, qual é a concentração de sal em suas águas a jusante do ponto de despejo? Suponha que as vazões da rede e do córrego sejam misturadas completamente, que o sal seja uma substância inerte (não reage no meio) e que o sistema esteja em regime permanente.

Solução O primeiro passo é esquematizar o balanço de massa do sistema.



Observe que a vazão mássica do sal pode ser calculada com:

$$\frac{\text{Massa}}{\text{Tempo}} = (\text{concentração})(\text{vazão})$$

ou

$$\frac{\text{Massa}}{\text{Tempo}} = (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})(\text{L} \cdot \text{min}^{-1}) = \text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$$

Utilizando-se a notação do diagrama, onde “córrego” indica as variáveis relativas ao curso de água e “rede” indica as variáveis da rede de galerias, o balanço de massa é escrito como:

$$\text{Taxa de acumulação de sal} = [C_{\text{córrego}}Q_{\text{córrego}} + C_{\text{rede}}Q_{\text{rede}}] - C_{\text{mistura}}Q_{\text{mistura}}$$

$$\text{onde } Q_{\text{mistura}} = Q_{\text{córrego}} + Q_{\text{rede}}$$

Uma vez que pressupomos o regime permanente, não há acúmulo de sal e obtemos:

$$C_{\text{mistura}}Q_{\text{mistura}} = C_{\text{córrego}}Q_{\text{córrego}} + C_{\text{rede}}Q_{\text{rede}}$$

Resolvendo para C_{mistura} :

$$C_{\text{mistura}} = \frac{[C_{\text{córrego}}Q_{\text{córrego}} + C_{\text{rede}}Q_{\text{rede}}]}{Q_{\text{córrego}} + Q_{\text{rede}}}$$

Antes de inserir os valores numéricos na expressão, as unidades precisam ser convertidas:

$$C_{\text{rede}} = (1,200 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1} \times 1.000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) = 1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$Q_{\text{córrego}} = (2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1.000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1}) = 120.000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$$

$$\begin{aligned} C_{\text{mistura}} &= \frac{[(20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(120.000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1})] + [(1200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(2000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1})]}{120.000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1} + 2000 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}} \\ &= 39,34 \text{ ou } 39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

Incluindo reações e perdas no processo

A Equação 4-4 é válida quando as substâncias envolvidas no balanço de massa não sofrem reações químicas, biológicas, ou de decaimento radioativo, assim como não ocorrem perdas no processo. Nestes casos, a substância é denominada **conservativa**, caso específico do sal dissolvido na água e do gás argônio presente no ar. O exemplo de uma substância não conservativa, aquela que reage ou sedimenta, é a matéria orgânica em decomposição. O material particulado que sedimenta de uma corrente de ar é considerado uma perda do processo.

As transformações observadas na maioria dos sistemas ambientais relevantes ocorrem internamente: formação de subprodutos (por exemplo, o CO_2) ou a destruição de compostos (ozônio). Uma vez que muitas reações ambientais não são instantâneas, a dependência destas em relação ao tempo precisa ser considerada. A Equação 4-3 pode ser reescrita para levar em consideração as transformações em função do tempo:

$$\text{Acúmulo} = \text{Material que entra} - \text{material que sai} \pm \text{material transformado} \quad (4-9)$$

As reações que dependem do tempo são chamadas de **reações cinéticas**. Como visto no Capítulo 2, a velocidade da transformação, ou velocidade de reação (r) é utilizada para descrever a taxa de formação ou de desaparecimento de uma substância ou espécie química. No caso das reações, a Equação 4-4 fica:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt} + r \quad (4-10)$$

De modo geral, a velocidade da reação é uma função complexa que depende da temperatura, da pressão e das concentrações dos reagentes e dos produtos da reação.

$$r = -kC^n \quad (4-11)$$

onde k = constante de velocidade da reação (em s^{-1} ou dia^{-1})

C = concentração da substância

n = expoente, ou ordem da reação

O sinal negativo que antecede a constante de velocidade da reação, k , indica o consumo de uma substância ou de uma espécie química.

Em muitos problemas nas ciências ambientais, como a oxidação de compostos orgânicos por microrganismos (Capítulo 9) e no decaimento radioativo (Capítulo 16), a velocidade de reação r pode ser considerada diretamente proporcional à quantidade de material remanescente,

isto é, o valor de n é 1. Esta reação é denominada **reação de primeira ordem**. Nela, a velocidade do consumo de uma substância é proporcional a sua quantidade no tempo t .

$$r = -kC = \frac{dC}{dt} \quad (4-12)$$

A equação diferencial pode ser integrada, resultando:

$$\ln \frac{C}{C_0} = -kt \quad (4-13)$$

ou

$$C = C_0 e^{-kt} = C_0 \exp(-kt) \quad (4-14)$$

onde C = concentração da substância no tempo t

C_0 = concentração inicial da substância

e = base da função exponencial ($e = 2,7183$)

Para sistemas simples e de mistura completa em que ocorrem reações de primeira ordem, a massa total da substância (M) é igual ao produto da concentração e do volume ($C\forall$). Quando $\forall$ é constante, a velocidade de consumo (em massa) da substância é:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(C\forall)}{dt} = \forall \frac{d(C)}{dt} \quad (4-15)$$

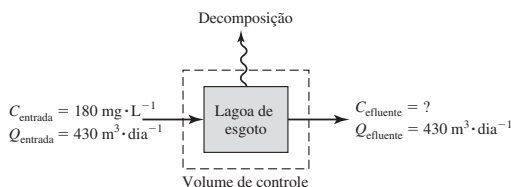
Uma vez que as reações de primeira ordem podem ser descritas pela Equação 4-12, podemos reescrever a Equação 4-10 como:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt} - kC\forall \quad (4-16)$$

EXEMPLO 4-6

Uma lagoa recebe esgoto não tratado a uma taxa de $430 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$. A área superficial da lagoa é 10 hectares, a sua profundidade é 1,0 m e a concentração de poluentes nos despejos é $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A decomposição da matéria orgânica obedece uma cinética de primeira ordem. A constante da velocidade de reação (coeficiente de decomposição) é $0,70 \text{ dia}^{-1}$. Supondo que não ocorram perdas ou acréscimos ao volume da lagoa (isto é, evaporação, infiltrações ou inundações por água da chuva) e que ela seja um sistema de mistura completa, obtenha a concentração, em regime permanente, do poluente no efluente da lagoa.

Solução Começamos elaborando o diagrama do balanço de massa.



A equação de balanço de massa pode ser escrita como:

Acúmulo do poluente = concentração na entrada – concentração na saída – quantidade decomposta

Se considerarmos regime permanente, isto é, não ocorre acúmulo, temos:

Quantidade na entrada = quantidade na saída + quantidade decomposta

Esta expressão pode ser escrita usando-se a notação dada na figura:

$$C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} = C_{\text{efluente}} Q_{\text{efluente}} + k C_{\text{lagoa}} \forall$$

Resolvendo para C_{efluente} , temos:

$$C_{\text{efluente}} = \frac{C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - k C_{\text{lagoa}} V}{Q_{\text{efluente}}}$$

Agora precisamos calcular os valores dos termos da equação. A vazão em massa na entrada ($C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}}$) é:

$$(180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(430 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3}) = 77.400.000 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Para o volume da lagoa igual a:

$$(10 \text{ hectares})(10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{hectare}^{-1})(1 \text{ m}) = 100.000 \text{ m}^3$$

e coeficiente de decomposição igual a $0,70 \text{ dia}^{-1}$, a taxa de decomposição é:

$$k C V = (0,70 \text{ dia}^{-1})(100.000 \text{ m}^3)(1.000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(C_{\text{lagoa}}) = (70.000.000 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1})(C_{\text{lagoa}})$$

Com base na hipótese de que a lagoa é um sistema de mistura completa, é possível supor que $C_{\text{efluente}} = C_{\text{lagoa}}$.

Logo,

$$k C V = (70.000.000 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1})(C_{\text{efluente}})$$

Fazendo a substituição na equação do balanço de massa, temos:

$$\text{Concentração na saída} = 77.400.000 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1} - (70.000.000 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1} \times C_{\text{efluente}})$$

ou

$$C_{\text{efluente}} (430 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3}) = 77.400.000 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1} - (70.000.000 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1} \times C_{\text{efluente}})$$

Resolvendo para C_{efluente} , temos:

$$C_{\text{efluente}} = \frac{77.400.000 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1}}{70.430.000 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}} = 1,10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Sistemas de fluxo pistonado com reações químicas. Como mostra a Figura 4-1, nos sistemas de fluxo pistonado o vagão-tanque, isto é, o elemento que lembra um “pistão” de fluido, não se mistura com os fluidos à frente ou na retaguarda. Contudo, é possível que uma reação ocorra no elemento vagão-tanque. Logo, mesmo em regime permanente, os conteúdos deste elemento podem variar com o tempo, à medida que o pistão se movimenta. O volume de controle para este balanço de massa é o pistão, o elemento diferencial de fluido. O balanço de massa para este pistão pode ser escrito como:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt} + V \frac{d(C)}{dt} \quad (4-17)$$

Uma vez que não há troca de massa nos limites do pistão (em nossa analogia com o trem, não existe transferência de massa entre os vagões de carga e o vagão-tanque), $d(\text{entrada})$ e $d(\text{saída})$ são iguais a zero. A Equação 4-17 pode então ser reescrita como:

$$\frac{dM}{dt} = 0 - 0 + V \frac{d(C)}{dt} \quad (4-18)$$

Como vimos na Equação 4-12, para uma reação de primeira ordem, o termo à direita é expresso como:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4-19)$$

A massa total da substância (M) é igual ao produto da concentração e do volume ($C V$) e, quando V é constante, a taxa de decomposição mássica da substância na Equação 4-18 é:

$$V \frac{dC}{dt} = -k C V \quad (4-20)$$

onde o membro esquerdo da equação $= dM/dt$. A solução da equação do balanço de massa para o sistema de fluxo pistonado, em regime permanente e cinética de primeira ordem é:

$$\ln \frac{C_{\text{saída}}}{C_{\text{entrada}}} = -kt_0 \quad (4-21)$$

ou

$$C_{\text{saída}} = (C_{\text{entrada}})e^{-kt_0} \quad (4-22)$$

onde k = constante da velocidade de reação (em s^{-1} , min^{-1} ou dia^{-1})
 t_0 = tempo de residência no sistema de fluxo pistonado (em s, min ou dia)

Em um sistema de fluxo pistonado de comprimento L , os pistões se deslocam por um período L/u , onde u é a velocidade do fluxo. Como alternativa, para a área da seção transversal A , o tempo de residência é:

$$t_0 = \frac{(L)(A)}{(u)(A)} = \frac{\mathcal{V}}{Q} \quad (4-23)$$

onde $\mathcal{V}$ = volume do sistema de fluxo pistonado (em m^3)
 Q = vazão (em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

Logo, a Equação 4-21 pode ser reescrita como:

$$\ln \frac{C_{\text{saída}}}{C_{\text{entrada}}} = -k \frac{L}{u} = -k \frac{\mathcal{V}}{Q} \quad (4-24)$$

onde L = comprimento do segmento com fluxo pistonado (em m)
 u = velocidade linear (em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

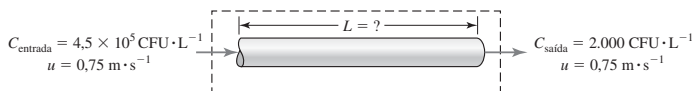
Embora a concentração no interior de dado pistão varie com o tempo, à medida que ele se desloca no sentido do fluxo a concentração em determinado ponto do sistema permanece constante em relação ao tempo. Por essa razão, a Equação 4-24 não é função do tempo.

O Exemplo 4-7 ilustra uma aplicação de um sistema de fluxo pistonado, com reação química.

EXEMPLO 4-7

Uma unidade de tratamento de esgotos desinfeta os seus efluentes antes de despejá-los em um córrego. O efluente tratado contém $4,5 \times 10^5$ unidades formadoras de colônias de coliformes termotolerantes (UFC) por litro. O limite permitido por lei de coliformes termotolerantes é 2000 UFC $\cdot \text{L}^{-1}$. A proposta de um método de desinfecção consiste em utilizar a tubulação que transporta o efluente tratado neste processo. Calcule o comprimento da tubulação necessário se a velocidade de escoamento do efluente em seu interior é $0,75 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Suponha que a tubulação seja um sistema de fluxo pistonado em regime permanente e que a constante da velocidade da reação da eliminação dos coliformes é de $0,23 \text{ min}^{-1}$.

Solução: O diagrama do balanço de massa é mostrado abaixo. O volume de controle é a tubulação.



Utilizando-se a solução em regime permanente para a equação do balanço de massa, temos:

$$\ln \frac{C_{\text{saída}}}{C_{\text{entrada}}} = -k \frac{L}{u}$$

$$\ln \frac{2.000 \text{ CFU} \cdot \text{L}^{-1}}{4,5 \times 10^5 \text{ CFU} \cdot \text{L}^{-1}} = -0,23 \text{ min}^{-1} \frac{L}{(0,75 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1})}$$

Resolvendo para o comprimento da tubulação:

$$\ln(4,44 \times 10^{-3}) = -0,23 \text{ min}^{-1} \frac{L}{45 \text{ m} \cdot \text{min}^{-1}}$$

$$-5,42 = -0,23 \text{ min}^{-1} \frac{L}{45 \text{ m} \cdot \text{min}^{-1}}$$

$$L = 1060 \text{ m}$$

É necessário um pouco mais de 1 km de tubulação para atender às especificações para lançamento. Para a maioria dos sistemas de tratamento, este comprimento é muito longo. Nesse sentido, alternativas mais eficazes, como um reator compartimentado (discutido no Capítulo 10), precisam ser consideradas.

Os reatores

Os tanques em que ocorrem processos químicos, físicos e bioquímicos, como o abrandamento da água (Capítulo 10) e o tratamento de efluentes (Capítulo 11), por exemplo, são chamados de **reatores**. Estes equipamentos são classificados com base nas características da vazão e da mistura com que operam. A seleção adequada de um volume de controle permite utilizar um reator para simular um sistema natural.

Os **reatores em batelada** são utilizados em regimes baseados em ciclos de enchimento e esvaziamento: os materiais são adicionados ao tanque (Figura 4-2a), misturados para promover a reação (Figura 4-2b) e então retirados (Figura 4-2c). Embora este reator seja um sistema de mistura completa e seus conteúdos sejam homogêneos em qualquer ponto no tempo, a composição destes varia com o avanço da reação. Uma reação em batelada não é estacionária. Todavia, como não há fluxo para o interior ou o exterior do equipamento, tem-se que:

$$\frac{d(\text{entrada})}{dt} = \frac{d(\text{saída})}{dt} = 0$$

Para um reator em batelada, a Equação 4-16 é reduzida a:

$$\frac{dM}{dt} = -kC\forall \quad (4-25)$$

Como vimos na Equação 4-15:

$$\frac{dM}{dt} = \forall \frac{dC}{dt}$$

Portanto, para uma reação de primeira ordem em um reator em batelada, a Equação 4-25 pode ser simplificada:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4-26)$$

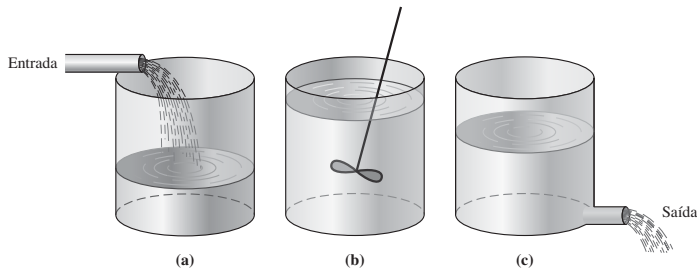


FIGURA 4-2 Operação de um reator em batelada. (a) Os materiais são adicionados ao reator. (b) Os materiais são misturados e a reação é iniciada. (c) O reator é esvaziado. *Observação:* não há adição nem retirada de materiais durante a reação.

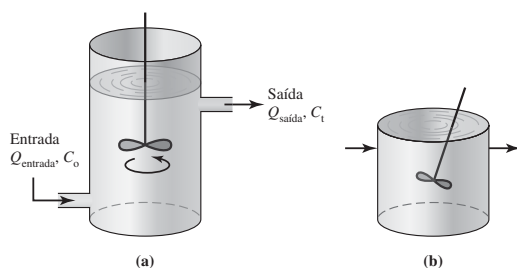


FIGURA 4-3 (a) Diagrama de um reator de mistura perfeitamente agitado (RPA) e (b) diagrama comum. O agitador indica que a mistura é completa.

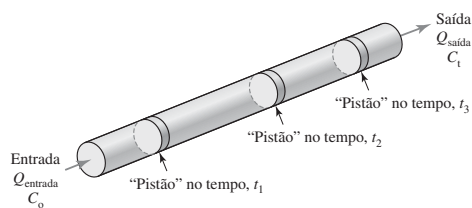


FIGURA 4-4 Diagrama de um reator de fluxo pistonado (RFP). Observe que $t_3 > t_2 > t_1$.

Os reatores de fluxo têm operação contínua: o material entra no vaso, reage e é retirado, sem interrupções na vazão. Estes reatores são subdivididos em uma tipologia baseada nas condições da mistura. Em um **reator de fluxo completamente misturado (RFCM)**, também chamado de **reator de fluxo contínuo completamente misturado, ou reator de mistura completa (RMC)**, os conteúdos estão totalmente misturados em seu interior. A Figura 4-3 mostra um diagrama e a notação mais comum utilizada para representar um RMC. A composição do produto na saída é idêntica à composição no interior do tanque. Se a vazão mássica de entrada é constante, a composição do produto na saída também é. O balanço de massa para um RMC é descrito pela Equação 4-16.

Nos **reatores de fluxo pistonado (RFP)**, as partículas do fluido atravessam o tanque obedecendo a determinada ordem. As que entram primeiro são as que saem primeiro. O caso ideal supõe que não ocorram misturas na direção perpendicular ao fluxo. Se as condições do fluxo não se alterarem, embora a composição do conteúdo varie ao longo do comprimento do tanque, a composição do efluente permanece constante. A Figura 4-4 mostra o diagrama de um RFP. O balanço de massa neste tipo de reator é descrito pela Equação 4-18, onde o elemento de tempo (dt) é o tempo que os reagentes passam no interior do tanque, conforme mostra a Equação 4-23. Na prática, os reatores de fluxo contínuo são uma espécie de combinação entre um RMC e um RFP.

Para as reações dependentes do tempo, o período que uma partícula do fluido permanece no reator afeta a eficiência da reação. Nos reatores ideais, o tempo médio dos conteúdos no interior do equipamento (**tempo de retenção** ou **tempo de detenção** ou ainda, para sistemas líquidos, **tempo de retenção** ou de **detenção hidráulico**) é definido como:

$$t_0 = \frac{\Psi}{Q} \quad (4-27)$$

onde t_0 = tempo teórico de retenção (em segundos)

Ψ = volume do fluido no reator (em m^3)

Q = vazão para o interior do reator (em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

Como diz o nome, um reator ideal é uma aproximação. Na prática, as operações no interior dos reatores reais são marcadas por diferenças em temperatura e densidade, curtos-circuitos no fluxo de fluidos por conta de diferenças nas condições de entrada, turbulências localizadas e zonas mortas. O tempo de retenção nestes reatores é, normalmente, menor do que o tempo de retenção calculado com base na Equação 4-27.

A análise dos reatores

A seleção de um reator como método de tratamento ou modelo de processo natural depende do comportamento do equipamento nas condições de estudo. Examinaremos os comportamentos dos reatores em batelada, dos reatores de mistura completa e dos reatores de fluxo pistonado. Examinaremos a resposta de um reator ao aumento (Figura 4-5a) ou a diminuição (Figura 4-5b)

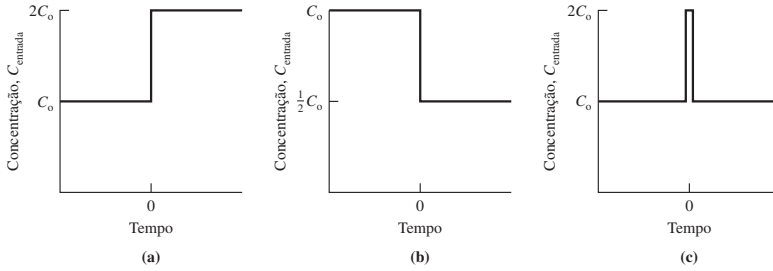


FIGURA 4-5 Resposta de um reator (a) ao aumento e (b) à redução em degrau da concentração da carga de entrada e (c) a um pulso na concentração da carga. Observação: a proporção da variação tem fins meramente ilustrativos.

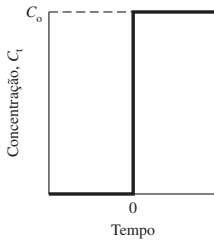


FIGURA 4-6 Resposta em um reator em batelada a um aumento em degrau na concentração de uma substância inerte na carga de entrada. C_0 = massa da substância inerte/volume do reator.

em degrau da concentração da carga de entrada (em regime permanente) composta por espécies inertes ou reativas (o que normalmente é chamado de aumento ou redução escalonados) e a resposta a um pulso, ou pico, na concentração da carga de entrada (Figura 4-5c). Para demonstrar a resposta a estas variações nos parâmetros da carga, apresentaremos os gráficos da concentração do efluente para cada tipo de reator.

Para substâncias reativas, analisaremos as reações de primeira ordem. Os comportamentos das reações de segunda ordem ou de ordem zero serão resumidos e comparados na conclusão desta discussão.

Os reatores em batelada. Uma vez que a construção de reatores em batelada é simples e não envolve custos elevados, muitas experiências em laboratório são realizadas nestes equipamentos. As empresas que geram pequenas quantidades de efluentes (menos do que 150 m³/dia) também utilizam estes reatores, por serem fáceis de operar e permitirem verificar se o efluente tratado atende aos requisitos estabelecidos pela legislação vigente, antes do lançamento.

Não há fluxo constante de entrada ou de saída em um reator operando em batelada. Logo, a introdução de uma substância inerte (de forma brusca ou como pulso) causa um aumento instantâneo na concentração dela no interior do reator. O gráfico da concentração da substância adicionada é mostrado na Figura 4-6.

Além disso, pela razão descrita, o balanço de massa descrito na Equação 4-26 é válido para uma substância reativa consumida de acordo com uma reação de primeira ordem. A integral da equação gera:

$$\frac{C_t}{C_0} = e^{-kt} \quad (4-28)$$

A curva da concentração final é mostrada na Figura 4-7a. Para a reação de formação, onde o sinal da Equação 4-28 é positivo, a curva da concentração final é mostrada na Figura 4-7b.

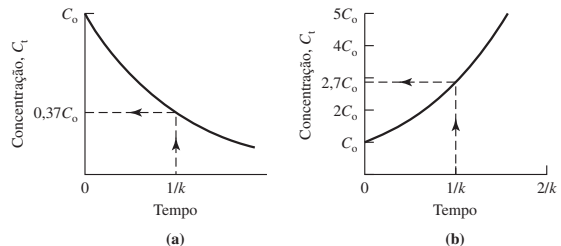


FIGURA 4-7 Resposta em um reator em batelada (a) ao consumo de uma substância reativa e (b) a uma reação de produção de uma substância.

EXEMPLO 4-8

Um solo contaminado precisa ser tratado em uma lagoa de areação em regime de mistura completa em um aterro para produtos perigosos descartados sem tratamento. Um reator em batelada (em regime de mistura completa) foi construído em escala laboratorial para calcular o tempo necessário para a remediação. Supondo que a reação é de primeira ordem, calcule a constante de velocidade, k , e determine o tempo para atingir uma redução 99% na concentração dos contaminantes presentes originalmente.

Tempo (dias)	Concentração dos resíduos ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
1	280
16	132

Solução A constante de velocidade pode ser estimada resolvendo a Equação 4-28 para k . Se definirmos o intervalo de tratamento entre o dia 1 e o dia 16, temos $t = 16 - 1 = 15$ dias.

$$\frac{132 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} = \exp[-k(15 \text{ dias})]$$

$$0,4714 = \exp[-k(15)]$$

Aplicando-se o logaritmo natural (base e) nos dois lados da equação, tem-se:

$$-0,7520 = -k(15)$$

Resolvendo para k , temos

$$k = 0,0501 \text{ dia}^{-1}$$

Para alcançarmos 99% de redução, a concentração dos poluentes perigosos no tempo t precisa ser 1 - 0,99 da concentração original.

$$\frac{C_t}{C_o} = 0,01$$

O tempo estimado será

$$0,01 = \exp[-0,05(t)]$$

Aplicando-se o logaritmo nos dois lados e resolvendo para t :

$$t = 92 \text{ dias}$$

Os reatores de mistura completa (RMC). Em linhas gerais, os reatores em batelada são utilizados quando as vazões volumétricas envolvidas são pequenas. Nos casos em que as vazões são mais altas, acima de $150 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, por exemplo, um RMC é mais indicado para realizar o processo. Os RMCs são utilizados na equalização de efluentes para o ajuste de pH, na remoção de metais por precipitação e nas operações de mistura em sistemas de tratamento da água (quando recebem o nome de **tanques de mistura** ou **tanques de mistura rápida**). Uma vez que as vazões de efluentes municipais variam muito ao longo de um dia, um RMC (neste caso, chamado de **tanque de equalização**) pode ser instalado na entrada da estação de tratamento para regularizar a vazão e atenuar as oscilações nas concentrações dos poluentes. Alguns sistemas naturais, como um lago, dois córregos cujas águas se misturam, o ar em uma sala ou a atmosfera em uma cidade podem ser modelados utilizando-se um RMC como ferramenta para estimar as misturas reais que ocorrem nestes ambientes.

Consideremos um pulso na concentração de uma substância inerte na carga de entrada um RMC. A concentração inicial no interior do reator, antes do tempo $t = 0$, é C_o . No tempo $t = 0$, a concentração do efluente (C_{entrada}) é instantaneamente elevada a C_1 e é mantida neste valor

(Figura 4-8a). Se a vazão de fluidos estiver equilibrada ($Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}}$) no interior do RMC e não houver reação química, a equação do balanço de massa para um aumento em degrau, tipo pulso, na concentração é:

$$\frac{dM}{dt} = C_1 Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}} \quad (4-29)$$

onde $M = C\forall$. A solução é:

$$C_t = C_0 \left[\exp\left(-\frac{t}{t_0}\right) \right] + C_1 \left[1 - \exp\left(-\frac{t}{t_0}\right) \right] \quad (4-30)$$

onde C_t = concentração no tempo t

C_0 = concentração no reator antes do aumento de carga

C_1 = concentração na carga após o aumento de carga

t = tempo transcorrido após o aumento de carga

t_0 = tempo de retenção teórico = $\forall/Q$

A Figura 4-8b mostra a curva da concentração de saída.

O esgotamento de um contaminante inerte em um RMC utilizando-se um fluido livre da substância em questão é um exemplo de um degrau na concentração de entrada (Figura 4-9a). Uma vez que $C_{\text{entrada}} = 0$ e não há reação química, a equação do balanço de massa é:

$$\frac{dM}{dt} = -C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}} \quad (4-31)$$

onde $M = C\forall$. A concentração inicial é:

$$C_0 = \frac{M}{\forall} \quad (4-32)$$

Resolvendo a Equação 4-31 para qualquer tempo $t \geq 0$, temos:

$$C_t = C_0 \exp\left(-\frac{t}{t_0}\right) \quad (4-33)$$

onde $\forall$, como na Equação 4-27. A Figura 4-9b mostra a curva da concentração de saída.

FIGURA 4-8 Resposta de um RMC (a) ao aumento em degrau na concentração de uma substância inerte na carga de entrada, de C_0 para C_1 . (b) Concentração da substância na saída.

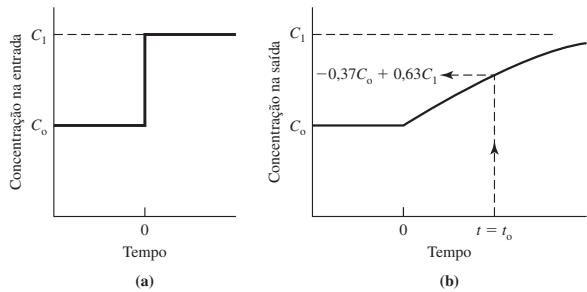
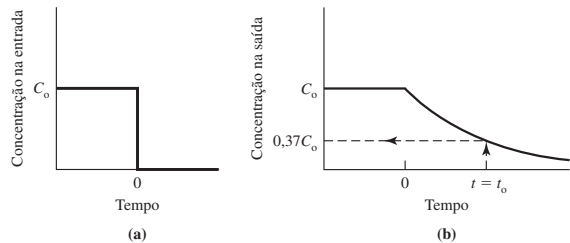


FIGURA 4-9 Resposta de um RMC (a) à redução em degrau na concentração de uma substância inerte na carga de entrada, de C_0 para zero. (b) Concentração da substância na saída.



EXEMPLO 4-9

Antes de entrar em uma galeria subterrânea de manutenção, uma equipe analisou o ar presente no vão e descobriu que ele apresentava $29 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ de sulfeto de hidrogênio. O nível de exposição permitido para esta substância é $14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. A equipe instalou um ventilador no interior da galeria, com o objetivo de retirar o gás. Se o volume da galeria é 160 m^3 e a vazão do ar livre de contaminantes é $10 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$, qual é o tempo necessário para reduzir a concentração de sulfeto de hidrogênio para o valor permitido? Suponha que a galeria se comporte como um RMC e que o sulfeto de hidrogênio seja inerte.

Solução Este problema é um caso de esgotamento de um contaminante inerte de um RMC. O tempo de retenção teórico é:

$$t_0 = \frac{V}{Q} = \frac{160 \text{ m}^3}{10 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}} = 16 \text{ min}$$

O tempo necessário é calculado resolvendo-se a Equação 4-33 para t .

$$\frac{14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}}{29 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}} = \exp\left(-\frac{t}{16 \text{ min}}\right)$$

$$0,4828 = \exp\left(-\frac{t}{16 \text{ min}}\right)$$

Aplicando-se o logaritmo base e nos dois lados:

$$-0,7282 = -\frac{t}{16 \text{ min}}$$

$t = 11,6$, ou 12 minutos para reduzir a concentração do gás ao nível permitido.

Uma vez que o limiar de odor para o H_2S é $0,18 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, o cheiro muito forte característico do gás continuaria perceptível mesmo após 12 minutos.

É importante fazer um alerta. O H_2S é encontrado com frequência em ambientes fechados, como galerias subterrâneas, por exemplo. O gás é muito tóxico e tem a capacidade de neutralizar o olfato. Por essa razão, são necessárias medidas rígidas de proteção pessoal. Nos Estados Unidos, as mortes por inalação de H_2S em galerias subterrâneas são relativamente comuns.

Uma vez que um RMC contém uma mistura completa, a resposta deste reator ante um aumento de carga na concentração de entrada de uma substância reativa causa uma mudança imediata na concentração de saída. Para esta análise, começamos com um balanço de massa para vazões constantes ($Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}}$) em um RMC operando em regime permanente e uma reação de consumo de primeira ordem.

$$\frac{dM}{dt} = C_{\text{entrada}}Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}}Q_{\text{saída}} - kC_{\text{saída}}V \quad (4-34)$$

onde $M = CV$. Uma vez que a vazão e o volume são constantes, podemos dividir os dois membros da equação por V e, simplificando a expressão obtida (com base em $t_0 = V/Q$, como mostra a Equação 4-27), temos:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{1}{t_0}(C_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}}) - kC_{\text{saída}} \quad (4-35)$$

onde $t_0 = V/Q$, como mostra a Equação 4-27. No estado estacionário, $dC/dt = 0$, e a solução para $C_{\text{saída}}$ é:

$$C_{\text{saída}} = \frac{C_0}{1 + kt_0} \quad (4-36)$$

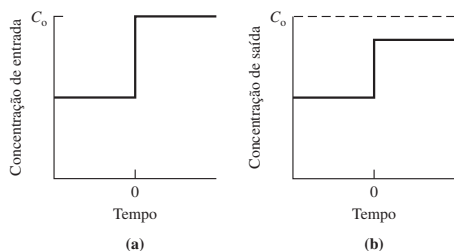


FIGURA 4-10 Resposta de um RMC em estado estacionário (a) ao aumento em degrau na concentração de uma substância reativa na carga de entrada. (b) Concentração da substância na saída. Observação: o estado estacionário foi alcançado antes de $t = 0$.

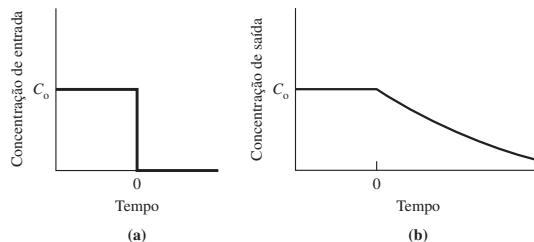


FIGURA 4-11 Resposta de um RMC em estado não estacionário (a) à redução em degrau na concentração de uma substância reativa na carga de entrada, de C_o para zero. (b) Concentração da substância na saída.

onde $C_o = C_{\text{entrada}}$ imediatamente após ao aumento de carga. Observe que C_{entrada} pode ser diferente de zero antes do aumento em degrau. Para uma reação de geração de uma substância que obedece à cinética de primeira ordem, o sinal do termo da reação é positivo e a solução das equações do balanço de massa dá:

$$C_{\text{saída}} = \frac{C_o}{1 - kt_o} \quad (4-37)$$

O comportamento do RMC descrito na Equação 4-36 está representado na Figura 4-10. A concentração de saída, no estado estacionário ($C_{\text{saída}}$ na Figura 4-10b) é menor do que a concentração de entrada, devido ao consumo da substância reativa. A Equação 4-36 mostra que a concentração de saída é igual à concentração de entrada, dividida por $1 + kt_o$.

Um degrau negativo na concentração de entrada, para zero ($C_{\text{entrada}} = 0$), em um RMC com vazões constantes ($Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}}$) operando em regime permanente com uma reação de consumo de primeira ordem de uma substância reativa pode ser representado pela Equação 4-34.

$$\frac{dM}{dt} = 0 - C_{\text{saída}}Q_{\text{saída}} - kC_{\text{saída}}V \quad (4-38)$$

onde $M = CV$. Uma vez que o volume é constante, podemos dividir por V e simplificar para obter

$$\frac{dC}{dt} = \left(\frac{1}{t_o} + k \right) C_{\text{saída}} \quad (4-39)$$

onde $t_o = V/Q$, como mostra a Equação 4-27. A solução para $C_{\text{saída}}$ é:

$$C_{\text{saída}} = C_o \exp \left[- \left(\frac{1}{t_o} + k \right) t \right] \quad (4-40)$$

onde C_o é a concentração de saída no $t = 0$.

As curvas de concentração são mostradas na Figura 4-11.

Os reatores de fluxo pistonado (RFP). Tubulações e cursos de água estreitos têm várias semelhanças com um RFP. Em muitos casos, este tipo de reator pode servir de modelo nos cálculos para o tratamento biológico de esgotos municipais, o qual normalmente é realizado em tanques longos e estreitos.

Um aumento de carga na concentração de entrada de uma substância inerte em um RFP resulta em uma mudança idêntica na concentração de saída, em um intervalo equivalente ao tempo de retenção no reator, como mostra a Figura 4-12.

A Equação 4-21 apresenta a solução da equação do balanço de massa de uma reação de primeira ordem, em regime permanente, em um RFP. A curva da concentração para um aumento na concentração de entrada é mostrada na Figura 4-13.

FIGURA 4-12 Resposta de um RFP (a) ao aumento em degrau na concentração de uma substância inerte na carga de entrada. (b) Concentração da substância na saída.

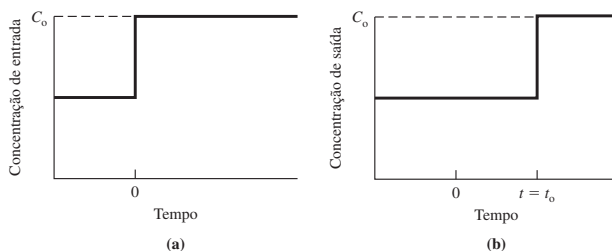


FIGURA 4-13 Resposta de um RFP (a) ao aumento em degrau na concentração de uma substância reativa na carga de entrada. (b) Concentração da substância na saída.

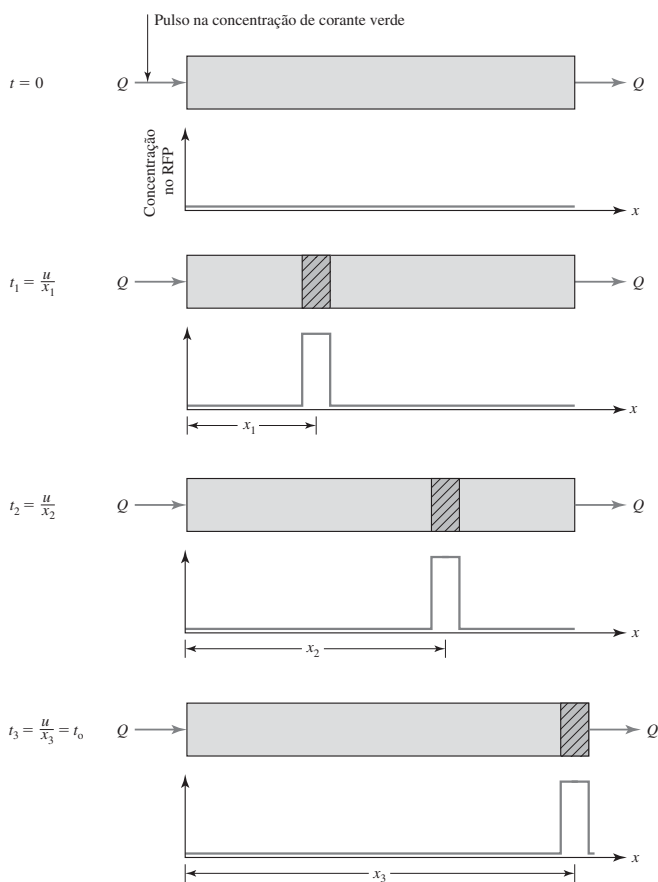
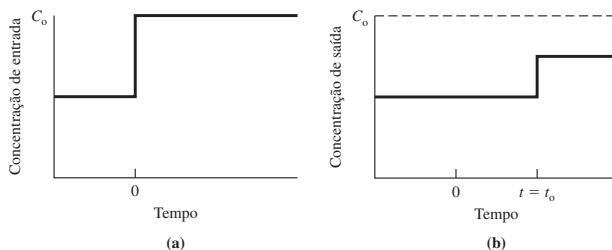


FIGURA 4-14 Passagem de um pulso de concentração de uma substância inerte na carga de entrada de um RFP, onde u é a velocidade linear do fluido no interior do reator.

TABELA 4-1 Comparação dos tempos de retenção médios no estado estacionário em reações de consumo de diferentes ordens^a

Ordem da reação	r	Equações dos tempos de retenção médios (t_o)		
		Reator em batelada ideal	RFP ideal	RMC ideal
Zero ^b	$-k$	$\frac{(C_o - C_i)}{k}$	$\frac{(C_o - C_i)}{k}$	$\frac{(C_o - C_i)}{k}$
Primeira	$-kC$	$\frac{\ln(C_o/C_i)}{k}$	$\frac{\ln(C_o/C_i)}{k}$	$\frac{(C_o/C_i) - 1}{k}$
Segunda	$-kC^2$	$\frac{(C_o/C_i) - 1}{kC_o}$	$\frac{(C_o/C_i) - 1}{kC_o}$	$\frac{(C_o/C_i) - 1}{kC_i}$

^a C_o = concentração inicial, ou concentração de entrada; C_i = condição final, ou concentração de saída; unidades de k : para reações de ordem zero – massa · volume⁻¹ · tempo⁻¹; para reações de primeira ordem – tempo⁻¹; para reações de segunda ordem – volume · massa⁻¹ · tempo⁻¹.

^b As expressões são válidas para $kt_o \leq C_o$; nos outros casos, $C_i = 0$.

TABELA 4-2 Comparação do desempenho, em regime permanente, de reações de consumo de diferentes ordens^a

Ordem da reação	r	Equações de C_i		
		Reator em batelada ideal	RFP ideal	RMC ideal
Zero ^b	$-k$	$C_o - kt$	$C_o - kt_o$	$C_o - kt_o$
		0		
Primeira	$-kC$	$C_o[\exp(-kt)]$	$C_o[\exp(-kt_o)]$	$\frac{C_o}{1 + kt_o}$
Segunda	$-kC^2$	$\frac{C_o}{1 + ktC_o}$	$\frac{C_o}{1 + kt_oC_o}$	$\frac{(4kt_oC_o + 1)^{1/2} - 1}{2kt_o}$

^a C_o = concentração inicial, ou concentração de entrada; C_i = condição final, ou concentração de saída.

^b As condições relativas ao tempo são válidas apenas para um reator em batelada ideal.

Um pulso de concentração de entrada em um RFP se desloca como elemento discreto. A Figura 4-14 ilustra esta situação para um corante verde e mostra a passagem do pulso pelo RFP e as curvas de concentração em função da distância ao longo do comprimento do reator.

Para reações com ordem igual ou superior a 1, o RFP ideal sempre exigiria um volume menor, comparado a um RMC, para atingir a mesma porcentagem de consumo dos reagentes.

Uma comparação entre reatores. Embora as reações de ordem zero sejam comuns nos sistemas no meio ambiente, é importante conhecermos mais sobre outras ordens de reação. As Tabelas 4-1 e 4-2 comparam os dois tipos de reatores considerando reações de zero, primeira e segunda ordens.

EXEMPLO 4-10

Em um processo de tratamento de água, um composto químico é consumido em um RMC segundo uma reação de primeira ordem. As concentrações de entrada e de saída são 10 mg · L⁻¹ e 2 mg · L⁻¹. As vazões de entrada e saída são iguais e constantes (29 m³ · min⁻¹). O volume do tanque é 580 m³. Qual é a velocidade do consumo do composto? Qual é a constante de velocidade?

Solução A Equação 4-11 mostra que, para uma reação de primeira ordem, a velocidade de consumo é dada pela expressão $r = -kC$. Para calculá-la, é preciso resolver a Equação 4-34 para kC e então determinar a velocidade da reação.

$$\frac{dM}{dt} = C_{\text{entrada}} Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}} Q_{\text{saída}} - kC_{\text{saída}} V$$

No estado estacionário não há acúmulo de massa e, portanto, $dM/dt = 0$. Uma vez que a vazão de entrada e de saída são constantes e idênticas, $Q_{\text{entrada}} = Q_{\text{saída}} = 29 \text{ m}^3/\text{min}$. O balanço de massa pode ser reescrito como:

$$kC_{\text{saída}}V = C_{\text{entrada}}Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}}Q_{\text{saída}}$$

Resolvendo para a velocidade de reação, temos

$$\begin{aligned} r = kC &= \frac{C_{\text{entrada}}Q_{\text{entrada}} - C_{\text{saída}}Q_{\text{saída}}}{V} \\ &= kC = \frac{(10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(29 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}) - (2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(29 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1})}{580 \text{ m}^3} = 0,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{min}^{-1} \end{aligned}$$

A constante de velocidade, k , pode ser determinada utilizando-se a equação dada na Tabela 4-1. Para uma reação de primeira ordem em um RMC:

$$t_o = \frac{(C_o/C_i) - 1}{k}$$

O tempo de retenção médio (t_o) é:

$$t_o = \frac{V}{Q} = \frac{580 \text{ m}^3}{29 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}} = 20 \text{ min}$$

Resolvendo a equação da tabela para a constante de velocidade k :

$$k = \frac{(C_o/C_i) - 1}{t_o}$$

e

$$k = \frac{\left(\frac{10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} - 1 \right)}{20 \text{ min}} = 0,20 \text{ min}^{-1}$$

O projeto de reatores. O volume é o principal parâmetro de projeto de um reator. Na maioria dos casos, a concentração do material na entrada, a vazão para o interior do reator e a concentração esperada do material na saída são conhecidas. Como mostra a Equação 4-27, o volume tem relação direta com o tempo de retenção teórico e com a vazão de entrada no reator. Logo, o volume pode ser determinado calculando-se o tempo de retenção esperado. As equações na Tabela 4-1 são utilizadas para calcular o tempo de retenção quando temos a constante de velocidade k . Esta é calculada com base em experimentos realizados em laboratório ou disponibilizada em livros especializados.

4-4 OS BALANÇOS DE ENERGIA

A primeira lei da termodinâmica

A **primeira lei da termodinâmica** diz que a energia não pode ser criada ou destruída (quando não há uma reação nuclear envolvida). Como na lei da conservação da matéria, isso não significa que a energia não possa ser convertida. Por exemplo, a energia química do carvão pode ser transformada em energia térmica em uma termoeletrônica. A **energia** é definida como a capacidade de realizar trabalho útil. O **trabalho** é realizado por uma força atuante sobre um corpo ao longo de determinada distância. Um **joule** (J) equivale ao trabalho realizado por uma força constante de 1 Newton sobre um corpo ao longo de um metro na direção da força. A **potência** é o trabalho

realizado em função do tempo, ou a variação da energia de expansão com o tempo. O primeiro princípio da termodinâmica pode ser escrito como:

$$Q_H = U_2 - U_1 + W \quad (4-41)$$

onde Q_H = calor absorvido (em kJ)

U_2, U_1 = energia interna (ou energia térmica) do sistema nos estados 1 e 2 (em kJ)

W = trabalho (em kJ)

Os princípios básicos

As unidades térmicas de energia. A energia se apresenta de muitas formas: térmica, mecânica, cinética, potencial, elétrica e química. As unidades térmicas foram concebidas em uma época em que o calor era considerado uma substância, chamada de *calórico*, e eram consistentes com a conservação de uma quantidade de substância. Com o tempo aprendemos que a energia não é uma substância, mas uma grandeza mecânica que apresenta uma forma particular em determinado momento. Com isto em mente, podemos utilizar a unidade térmica mais comum de energia do sistema métrico, a caloria.* Uma **caloria** (cal) é a quantidade de energia necessária para elevar a temperatura de um grama de água de 14,5°C para 15,5°C. Nas unidades SI, 4,186 J equivalem a 1 cal.

O **calor específico** é a quantidade de calor necessária para elevar em um grau a temperatura de um grama de uma substância. Esta grandeza é expressa em $\text{kcal} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ no sistema métrico e em $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ no SI, onde K é a temperatura em Kelvins (1 K = 1°C).

A **entalpia** é a propriedade termodinâmica que depende da temperatura, da pressão e da composição do material. É definida como:

$$H = U + P\forall \quad (4-42)$$

onde H = entalpia (em kJ)

U = energia interna (ou energia térmica) (em kJ)

P = pressão (em kPa)

$\forall$ = volume (em m³)

Considere a entalpia como uma combinação da energia térmica (U) e o fluxo de trabalho ($P\forall$). Este não deve ser confundido com energia cinética ($\frac{1}{2}Mv^2$). No passado, H era chamada de “teor de calor de um sistema”. Porém, uma vez que a definição correta de *calor* envolve a transferência de energia entre um sistema e sua vizinhança, o termo não é adequado para uma definição termodinâmica precisa, preferindo-se, portanto, a palavra *entalpia*.

Nos processos sem mudança de fase** e sem variação de volume, a variação na energia interna é definida como:

$$\Delta U = Mc_v \Delta T \quad (4-43)$$

onde ΔU = variação na energia interna

M = massa

c_v = calor específico em volume constante

ΔT = variação na temperatura

Nos processos sem mudança de fase e sem variação na pressão, a variação na entalpia é definida de acordo com a expressão:

$$\Delta H = Mc_p \Delta T \quad (4-44)$$

onde ΔH = variação na entalpia

c_p = calor específico em pressão constante

*Nos estudos sobre o metabolismo dos alimentos, os fisiólogos também utilizam o termo *caloria*. Porém, a caloria alimentar é equivalente à *quilocaloria* no sistema métrico. Utilizaremos as unidades cal ou kcal em todo este livro.

**É o caso de, por exemplo, um processo em que a água não é convertida em vapor.

TABELA 4-3 Calor específico de substâncias comuns

Substância	c_p (kJ · kg ⁻¹ · K ⁻¹)
Ar (a 293,15 K)	1,00
Alumínio	0,95
Carne bovina	3,22
Cimento Portland	1,13
Concreto	0,93
Cobre	0,39
Milho	3,35
Solo seco	0,84
Ser humano	3,47
Gelo	2,11
Ferro fundido	0,50
Aço	0,50
Carne de frango	3,35
Vapor (a 373,15 K)	2,01
Água (a 288,15 K)	4,186
Madeira	1,76

Fonte: Adaptado de Guyton (1961), Hudson (1959), Masters (1998), Salvato (1972).

As Equações 4-43 e 4-44 pressupõem que o calor específico seja constante no intervalo de temperatura em questão (ΔT). De modo geral, sólidos e líquidos são praticamente incompressíveis e, portanto, não realizam trabalho. A variação em $P\mathcal{V}$ é zero. Com isso, as variações de H e de U são idênticas. Logo, para sólidos e líquidos, podemos pressupor que $c_v = c_p$ e $\Delta U = \Delta H$. Por esta razão, a variação da energia armazenada em um sistema é:

$$\Delta H = Mc_v \Delta T \quad (4-45)$$

Os calores específicos de algumas substâncias comuns são dados na Tabela 4-3.

Quando uma substância muda de **fase** (isto é, ela passa do estado sólido para o líquido, ou do estado líquido para o gasoso) ela absorve ou libera energia, sem variação na temperatura. A energia necessária para causar uma mudança de fase em uma unidade de massa, do estado sólido para o líquido à pressão constante, é chamada de **calor latente de fusão**, ou **entalpia de fusão**. De modo análogo, a energia requerida para uma unidade de massa de um líquido passar para o estado gasoso à pressão constante é chamada de **calor latente de vaporização**, ou **entalpia de vaporização**. As mesmas quantidades de energia são liberadas na condensação desse vapor e no congelamento desse líquido. Para a água, a entalpia de fusão a 0°C é 333 kJ · kg⁻¹ e a entalpia de vaporização a 100°C é 2257 kJ · kg⁻¹. A entalpia de condensação a 0°C é 2490 kJ · kg⁻¹.

EXEMPLO 4-11

A fisiologia ensina que uma pessoa que pesa 70,0 kg precisa de aproximadamente 2000 kcal para realizar atividades básicas, como se alimentar e permanecer sentada em uma cadeira (Guyton, 1961). Cerca de 61% de toda a energia contida nos alimentos que consumimos são convertidos em calor durante o processo de produção da molécula de ATP, o trifosfato de adenosina, responsável pelo transporte energético no organismo (Guyton, 1961). Uma quantidade ainda maior de energia se converte em calor quando ela é transferida aos sistemas funcionais das células. O funcionamento celular também libera energia. Portanto, é possível afirmar que “toda a energia liberada pelo processo metabólico acaba se convertendo em calor” (Guyton, 1961). Parte desse calor é utilizada para manter o corpo na temperatura basal de 37°C. Que fração das 2000 kcal consumidas por uma pessoa é usada para manter a temperatura corporal em 37°C, em uma sala a 20°C? O calor específico do corpo humano é 3,47 kJ · kg⁻¹ · K⁻¹.

Solução Sabendo-se que ΔT em $^{\circ}\text{C} = \Delta T$ em K, a variação na energia armazenada no organismo é:

$$\Delta H = (70 \text{ kg})(3,47 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(37^{\circ}\text{C} - 20^{\circ}\text{C}) = 4129,30 \text{ kJ}$$

Convertendo 2000 kcal em kJ

$$(2000 \text{ kcal})(4,186 \text{ kJ} \cdot \text{kcal}^{-1}) = 8372,0 \text{ kJ}$$

Logo, a fração da energia utilizada para manter a temperatura é (aproximadamente):

$$\frac{4129,30 \text{ kJ}}{8372,0 \text{ kJ}} = 0,49, \text{ ou cerca de } 50\%$$

A energia remanescente precisa ser removida para impedir que a temperatura suba a valores acima dos normais. Os mecanismos de remoção de energia por transferência de calor são discutidos nas seções abaixo.

Os balanços de energia. Se afirmarmos que o primeiro princípio da termodinâmica é análogo à lei de conservação da matéria, então a energia é análoga à matéria, porque também pode ser “balanceada”. A forma mais simples de equação de balanço de energia é:

$$\text{Redução da entalpia do corpo quente} = \text{aumento da entalpia do corpo frio} \quad (4-46)$$

EXEMPLO 4-12

A empresa Rhett Butler Peach, Co. banha os seus pêssegos em água fervente (100°C) para remover a pele (um processo chamado de escaldagem) antes de enlatá-los. Os efluentes deste processo são ricos em matéria orgânica e precisam ser tratados antes do lançamento no meio ambiente. O tratamento consiste em um processo biológico realizado a 20°C . Portanto, o efluente gerado é esfriado a 20°C antes de ser tratado. Quarenta metros cúbicos (40 m^3) de efluentes são despejados em um tanque de concreto a 20°C , para resfriamento. Supondo-se que não ocorram perdas para o ambiente, que a massa do tanque é 42.000 kg e o calor específico é $0,93 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$, qual é a temperatura de equilíbrio do tanque de concreto e do efluente contido neste?

Solução Se a massa específica da água é 1000 kg/m^3 , a perda de entalpia por evaporação é:

$$\Delta H = (1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(40 \text{ m}^3)(4,186 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(373,15 - T) = 62.480.236 - 167.440T$$

onde a temperatura absoluta é $273,15 + 100 = 373,15 \text{ K}$.

O aumento da entalpia do tanque de concreto é:

$$\Delta H = (42.000 \text{ kg})(0,93 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(T - 293,15) = 39.060T - 11.450.439$$

A temperatura de equilíbrio é calculada igualando-se as duas equações e resolvendo a equação resultante para a temperatura.

$$(\Delta H)_{\text{água}} = (\Delta H)_{\text{concreto}}$$

$$62.480.236 - 167.440T = 39.060T - 11.450.439$$

$$T = 358 \text{ K ou } 85^{\circ}\text{C}$$

Este valor está muito distante da temperatura desejada, sem considerar a perdas para a vizinhança do sistema. As perdas de calor por convecção e radiação, discutidas mais adiante, também desempenham um papel na redução da temperatura. Contudo, talvez seja necessária a instalação de uma torre de resfriamento para alcançar a temperatura especificada de 20°C .

Para um sistema aberto, uma equação de balanço de energia mais completa seria:

$$\text{Variação líquida na energia} = \text{energia da massa que entra no sistema} \\ - \text{energia da massa que sai do sistema} \pm \text{trabalho realizado pelo ou sobre o sistema} \quad (4-47)$$

Em muitos sistemas ambientais, a dependência da variação na energia em função do tempo (isto é, a taxa de variação da energia) precisa ser considerada. A Equação 4-47 pode ser escrita de maneira a levar em conta a dependência em relação ao tempo:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{d(H)_{\text{massa que entra}}}{dt} + \frac{d(H)_{\text{massa que sai}}}{dt} \pm \frac{d(H)_{\text{fluxo de energia no sistema}}}{dt} \quad (4-48)$$

Se considerarmos a região do espaço na qual um fluido entra com vazão dM/dt e da qual sai com vazão dM/dt , a variação da entalpia devido ao fluxo é:

$$\frac{dH}{dt} = c_p M \frac{dT}{dt} + c_p T \frac{dM}{dt} \quad (4-49)$$

onde dM/dt é a vazão mássica (por exemplo, em $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$) e ΔT é a diferença da temperatura da massa no interior do sistema e da massa fora dele.

Observe que as Equações 4-47 e 4-48 diferem da equação do balanço de massa, já que existe um termo adicional, o “fluxo de energia no sistema”. Esta diferença é importante em diversos processos, desde a fotossíntese (na qual a energia radiante do sol é convertida em material vegetal), até a troca de calor (na qual a energia química do combustível flui nas paredes dos tubos do trocador para aquecer um fluido no interior do equipamento). O fluxo de energia para o interior (ou exterior) do sistema pode ocorrer por condução, convecção ou radiação.

A condução. A condução é a transferência de calor por difusão molecular devida a um gradiente de temperatura. A lei de Fourier estabelece uma expressão para o cálculo do fluxo de energia por condução:

$$\frac{dH}{dt} = -h_{\text{ct}} A \frac{dT}{dx} \quad (4-50)$$

onde dH/dt = taxa de variação da entalpia (em $\text{kJ} \cdot \text{s}^{-1}$ ou kW)

h_{ct} = condutividade térmica (em $\text{kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ou $\text{kW} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)

A = área superficial (em m^2)

dT/dx = variação na temperatura com a distância (em $\text{K} \cdot \text{m}^{-1}$)

Observe que $1 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} = 1 \text{ kW}$. Os valores médios de condutividade térmica de alguns materiais comuns são apresentados na Tabela 4-4.

TABELA 4-4 A condutividade térmica de alguns materiais^a

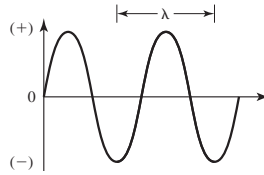
Material	$H_{\text{ct}} (\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})$
Ar	0,023
Alumínio	221
Tijolo (de argila, seco a fogo)	0,9
Concreto	2
Cobre	393
Lã de vidro (isolamento térmico)	0,0377
Aço (macio)	45,3
Lã	0,126

^a As unidades são equivalentes a $\text{J} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

Fonte: Adaptado de Kuehn, Ramsey e Threkeld (1998); Shortley e Williams (1955).

FIGURA 4-15 Onda senoidal.

O comprimento de onda (λ) é a distância entre dois picos ou dois vales.



A convecção. A transferência forçada de calor pela via convectiva é a troca de energia térmica durante o deslocamento de grandes volumes de um fluido, como vemos em rios e aquíferos, ou quando o vento sopra. A troca de calor por convecção entre um fluido na temperatura T_f e um sólido na temperatura T_s é descrita pela Equação 4-51.

$$\frac{dH}{dt} = h_c A (T_f - T_s) \quad (4-51)$$

onde h_c = coeficiente de transferência de calor por convecção (em $\text{kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$)
 A = área superficial (em m^2)

A radiação. Enquanto a transferência de energia por convecção e por condução ocorra somente quando há um meio físico, a energia radiativa é transportada por radiação eletromagnética. Esta modalidade de transferência de calor envolve dois processos: a absorção de energia radiativa e a irradiação da energia por um objeto. A variação da entalpia devido à transferência de calor radiativo é expressa pela energia absorvida menos a energia emitida:

$$\frac{dH}{dt} = E_{\text{absorvida}} - E_{\text{emitida}} \quad (4-52)$$

A radiação térmica é emitida quando um elétron deixa um estado energético superior para um estado energético inferior. A energia radiante é transmitida por ondas. Estas são cíclicas ou **senoidais**, como mostra a Figura 4-15. As ondas podem ser caracterizadas pelo comprimento de onda (λ) ou pela frequência (ν). O comprimento de onda é a distância entre dois picos ou vales. A frequência e o comprimento de onda estão relacionados pela velocidade da luz (c).

$$c = \lambda \nu \quad (4-53)$$

A lei de Planck relaciona a energia emitida à frequência da radiação emitida.

$$E = h \nu \quad (4-54)$$

onde h é a constante de Planck ($6,63 \times 10^{-34} \text{ J} \cdot \text{s}$).

A onda eletromagnética emitida durante a transição de um elétron entre dois níveis energéticos diferentes é chamada de **fóton**. Quando a frequência é alta (isto é, o comprimento de onda é pequeno), a energia emitida é elevada. A lei de Planck também é válida para a absorção de um fóton de energia. Uma molécula consegue absorver energia radiante apenas se o comprimento de onda da radiação corresponder à diferença entre os dois níveis energéticos.

Todo corpo emite radiação térmica. A quantidade de energia irradiada depende do comprimento de onda, da área superficial e da temperatura absoluta do corpo. A quantidade máxima de radiação que ele é capaz de emitir em dada temperatura é chamada **radiação do corpo negro**. Um objeto que irradia a máxima intensidade possível de cada comprimento de onda é chamado de **corpo negro**. O termo não diz respeito à cor do corpo. Um corpo negro é caracterizado pelo fato de que toda a energia radiante que atinge a sua superfície é absorvida.

Os objetos no mundo real não emitem ou absorvem tanta radiação quanto um corpo negro. A razão entre quantidade real e a quantidade teórica de radiação emitida é chamada de emissividade (ϵ). O espectro de energia do sol lembra o de um corpo negro a 6000 K. Nas temperaturas comumente observadas na atmosfera, a emissividade do solo seco e a de áreas florestadas é aproximadamente 0,90. A água e a neve têm valores de emissividade na casa de 0,95. O corpo humano, independentemente da pigmentação da pele, tem emissividade próximo

a 0,97 (Guyton, 1961). A razão entre a quantidade de energia absorvida por um objeto e a energia absorvida por um corpo negro é chamada de absortividade (α).

A integração da equação de Planck em todos os comprimentos de onda dá a energia radiante de um corpo negro:

$$E_B = \sigma T^4 \quad (4-55)$$

onde E_B = taxa de emissão do corpo negro (em $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)
 σ = constante de Stephan-Boltzmann = $5,67 \times 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$
 T = temperatura absoluta (em K)

Para objetos que não podem ser considerados corpos negros, o membro direito da equação precisa ser multiplicado pela emissividade.

Para um corpo com emissividade ϵ e absortividade α na temperatura T_b que recebe radiação do ambiente e é considerado um corpo negro de temperatura T_{ambiente} , é possível expressar a variação da entalpia como:

$$\frac{dH}{dt} = A(\epsilon\sigma T_b^4 - \alpha\sigma T_{\text{amb}}^4) \quad (4-56)$$

onde A = área da superfície do corpo (em m^2)

A solução de problemas envolvendo radiação térmica é muito complexa, devido ao fenômeno chamado de “reirradiação” de objetos circundantes. Além disso, a taxa de resfriamento radiativo varia com o tempo, na medida das variações de temperatura. Inicialmente, a mudança por unidade de tempo é maior, devido às diferenças significativas na temperatura. A taxa de variação cai na proporção em que esta diferença diminui. O problema discutido a seguir usa a média aritmética da temperatura como melhor estimativa para a temperatura média real.

EXEMPLO 4-13

No Exemplo 4-12, as perdas de calor acarretadas pela convecção e radiação não foram consideradas. Com base nas hipóteses abaixo, estime o tempo necessário para o efluente e o tanque de concreto atingirem a temperatura especificada (20°C), levando em conta o resfriamento radiativo e o resfriamento convectivo. Suponha que a temperatura média da água e do tanque de concreto, durante o resfriamento entre 85°C (a temperatura combinada, como visto no Exemplo 4-12) e 20°C seja $52,5^\circ\text{C}$. Além disso, considere que a temperatura radiante média da vizinhança do sistema seja 20°C , que tanto o tanque de resfriamento como o ambiente vizinho irradiem uniformemente em todas as direções, que suas emissividades sejam iguais (0,90), que a área superficial do tanque de concreto (incluindo a superfície da água) seja 56 m^2 , e que o coeficiente de transferência de calor convectivo seja $13 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$.

Solução A variação de entalpia necessária para o efluente é:

$$\Delta H = (1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(40 \text{ m}^3)(4,186 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(325,65 - 293,15) = 5.441.800 \text{ kJ}$$

onde a temperatura absoluta do efluente é $273,15 + 52,5 = 325,65 \text{ K}$.

A variação de entalpia necessária para o tanque de concreto é:

$$\Delta H = (42.000 \text{ kg})(0,93 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(325,65 - 293,15) = 1.269.450 \text{ J}$$

Para o total de $5.441.800 + 1.269.450 = 6.711.250 \text{ kJ}$, ou $6.711.250.000 \text{ J}$

Na estimativa do tempo de resfriamento, considerada apenas a radiação, assumimos que as emissividades do tanque e do ambiente sejam iguais e que a radiação líquida resulte da diferença entre as temperaturas absolutas.

$$\begin{aligned} E_B &= \epsilon\sigma(T_c^4 - T_{\text{amb}}^4) \\ &= \epsilon\sigma T^4 = (0,90)(5,67 \times 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4})[(273,15 + 52,5)^4 - (273,15 + 20)^4] \\ &= 197 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \end{aligned}$$

A taxa de perda de calor é:

$$(197 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2})(56 \text{ m}^2) = 11.032 \text{ W, ou } 11.032 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1}$$

A taxa de resfriamento convectivo pode ser estimada com a Equação 4-51.

$$\begin{aligned} \frac{dH}{dt} &= h_c A (T_f - T_s) \\ &= (13 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1})(56 \text{ m}^2)[(273,15 + 52,5) - (273,15 + 20)] \\ &= 23.660 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \end{aligned}$$

Logo, o tempo para o resfriamento pretendido é:

$$\frac{6.711.250.000 \text{ J}}{11.032 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} + 23.660 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1}} = 193.452 \text{ s, ou } 2,24 \text{ dias}$$

Este período é bastante longo. Se os preços por metro quadrado da terra no local não são altos e existe a possibilidade de construir vários tanques, então o tempo talvez não seja muito relevante. Por outro lado, é preciso considerar alternativas para reduzir este tempo. Uma delas é a utilização de um sistema de troca de calor convectivo, o qual poderia ser utilizado para pré-aquecer a água de entrada do processo de escaldagem, como medida para poupar energia.

A transferência global de calor. Os problemas envolvendo a troca de calor envolvem uma variedade de modos de transferência. Por essa razão, é conveniente utilizar um coeficiente global de transferência de calor, que considere estes mecanismos. Com isso, a forma da equação de troca térmica fica:

$$\frac{dH}{dt} = h_o A (\Delta T) \quad (4-57)$$

onde h_o = coeficiente global de transferência de calor (em $\text{kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$)
 ΔT = diferença de temperatura que promove a troca de calor (em K)

Entre as muitas responsabilidades dos cientistas ambientais (muitos dos quais ocupam o cargo de sanitarista ambiental) está a verificação das condições sanitárias em restaurantes. Esta tarefa inclui garantir que alimentos perecíveis sejam armazenados em condições adequadas de refrigeração. O problema a seguir discute um destes itens: o consumo de energia elétrica da câmara de refrigeração, o qual precisa ser investigado quando ocorre algum caso de infecção alimentar em uma festa de família, por exemplo.

EXEMPLO 4-14

Ao avaliarem a suspeita de “intoxicação” alimentar, dois sanitaristas examinaram a demanda energética para refrigerar os alimentos para uma festa em família. Foram comprados 12 kg de hambúrguer, 6 kg de frango, 5 kg de milho e 20 L de refrigerante. As compras foram feitas pela própria família, que manteve todos os alimentos armazenados em um refrigerador extra na garagem, até o dia da festa. Os calores específicos dos produtos alimentícios (em $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) eram 3,22 para o hambúrguer, 3,35 para o frango, 3,35 para o milho e 4,186 para o refrigerante. As dimensões do refrigerador eram $0,70 \text{ m} \times 0,75 \text{ m} \times 1,00 \text{ m}$. O coeficiente global de transferência de calor do refrigerador é $0,43 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$. A temperatura na garagem é 30°C . O alimento precisa ser mantido a 4°C para impedir que se estrague. Suponha que sejam necessárias 2 horas para o alimento atingir 4°C , que a temperatura da carne suba para 20°C no período transcorrido entre o supermercado e a casa da família, e que o refrigerante e o milho foram a 30°C neste intervalo. Qual é a demanda de energia elétrica (em kW) necessária durante as 2 horas iniciais de armazenamento dos alimentos no refrigerador? Qual é a energia requerida para manter a temperatura especificada por 2 horas após a temperatura de 4°C ter sido atingida? O interior do refrigerador está a 4°C quando os alimentos são guardados nele. A porta do eletrodoméstico

não é aberta neste período de 4 horas. Ignore a energia exigida para esfriar o ar no interior do refrigerador (isto é, toda a energia consumida é dedicada à remoção do calor dos alimentos). Se o consumo do equipamento é 875 W, é possível afirmar que as deficiências na refrigeração destes alimentos teriam participação no surto de infecção alimentar que a família sofreu?

Solução A forma da equação do balanço de energia para este problema é:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{d(H)_{\text{massa que entra}}}{dt} + \frac{d(H)_{\text{massa que sai}}}{dt} \pm \frac{d(H)_{\text{fluxo de energia}}}{dt}$$

onde dH/dt = variação da entalpia necessária para equilibrar a energia requerida

$d(H)_{\text{massa que entra}}$ = variação da entalpia dos alimentos

$d(H)_{\text{fluxo de energia}}$ = variação da entalpia para manter a temperatura a 4°C

O valor de $d(H)_{\text{massa que sai}}$ é nulo.

Comece com o cálculo da variação da entalpia dos alimentos.

Hambúrguer

$$\Delta H = (12 \text{ kg})(3,22 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(20^\circ\text{C} - 4^\circ\text{C}) = 618,24 \text{ kJ}$$

Frango

$$\Delta H = (6 \text{ kg})(3,35 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(20^\circ\text{C} - 4^\circ\text{C}) = 321,6 \text{ kJ}$$

Milho

$$\Delta H = (5 \text{ kg})(3,35 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(30^\circ\text{C} - 4^\circ\text{C}) = 435,5 \text{ kJ}$$

Refrigerante

Supondo-se que 20 L = 20 kg:

$$\Delta H = (20 \text{ kg})(4,186 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(30^\circ\text{C} - 4^\circ\text{C}) = 2176,72 \text{ kJ}$$

$$\text{Variação total na entalpia} = 618,24 \text{ kJ} + 321,6 \text{ kJ} + 435,5 \text{ kJ} + 2176,72 \text{ kJ} = 3.552,06 \text{ kJ}$$

Tomando-se como base o período de 2 horas para baixar a temperatura dos alimentos, a taxa da variação na entalpia é:

$$\frac{3.552,06 \text{ kJ}}{(2 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})} = 0,493, \text{ ou } 0,50 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1}$$

A área superficial do refrigerador é:

$$0,70 \text{ m} \times 1,00 \text{ m} \times 2 = 1,40 \text{ m}^2$$

$$0,75 \text{ m} \times 1,00 \text{ m} \times 2 = 1,50 \text{ m}^2$$

$$0,75 \text{ m} \times 0,70 \text{ m} \times 2 = 1,05 \text{ m}^2$$

O que dá uma área total igual a 3,95 m².

A perda de calor pelas paredes do equipamento é dada por:

$$\frac{dH}{dt} = (4,3 \times 10^{-4} \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1})(3,95 \text{ m}^2)(30^\circ\text{C} - 4^\circ\text{C}) = 0,044 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1}$$

Nas primeiras 2 horas, a energia necessária é $0,044 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} + 0,50 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} = 0,54 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1}$. Uma vez que $1 \text{ W} = 1 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1}$, a demanda energética é 0,54 kW, ou 540 W. Tudo indica que o refrigerador não está implicado na intoxicação alimentar.

Nas 2 horas seguintes a demanda energética cai para 0,044 kW, ou 44 W.

Observe que, no começo deste exemplo, inserimos o termo intoxicação entre aspas, porque a doença causada pela decomposição de alimentos pode ser o resultado de uma infecção bacteriana, não uma intoxicação na mesma acepção do problema causado pelo consumo de arsênico, por exemplo.

O resultado do Exemplo 4-14 é baseado na hipótese de 100% de eficiência na conversão da energia elétrica em capacidade de refrigeração. Todavia, esta hipótese é inválida, se considerarmos a Segunda Lei da termodinâmica.

A segunda lei da termodinâmica

A segunda lei da termodinâmica afirma que a energia flui de uma região de maior energia para uma região de menor energia e que a energia se degrada à medida que é convertida. Todos os processos naturais e espontâneos podem ser estudados à luz da segunda lei da termodinâmica. Nestes casos, o fluxo é sempre em uma única direção: o calor flui espontaneamente de um corpo de maior temperatura para um corpo de menor temperatura, os gases atravessam um orifício a partir de uma região de pressão elevada para outra, de pressão menor. A segunda Lei da termodinâmica afirma que a ordem se torna a desordem, que a aleatoriedade aumenta e que a estrutura e as concentrações tendem a desaparecer. Ela prevê a supressão de gradientes, a equalização dos potenciais elétrico e químico e o nivelamento de contrastes no calor e no movimento molecular, a menos que seja realizado algum trabalho para impedir estes fenômenos. Logo, gases e líquidos se misturam, as rochas se desgastam e o ferro sofre corrosão.

A degradação da energia durante a conversão implica no desperdício de entalpia no processo. A fração não aproveitada é chamada de energia indisponível. Uma expressão matemática, chamada de **variação da entropia**, é utilizada em referência à energia indisponível.

$$\Delta s = M c_p \ln \frac{T_2}{T_1} \quad (4-58)$$

onde Δs = variação da entropia

M = massa

c_p = calor específico à temperatura constante

T_1, T_2 = temperaturas absolutas, inicial e final

$\ln$ = logaritmo natural

De acordo com a segunda lei da termodinâmica, a entropia aumenta em qualquer transformação de energia, de uma região com maior energia para uma região com menor energia. Quanto maior a desordem, maior a entropia. A energia degradada é a entropia, dissipada como desperdício e calor.

A eficiência (η), ou a falta dela, também pode ser utilizada para expressar a segunda lei. Sadi Carnot (1824) foi o primeiro cientista a investigar a fundo o problema da eficiência de uma máquina a vapor (como uma locomotiva, por exemplo). Carnot concebeu uma máquina hipotética, chamada de máquina de Carnot, na qual um material expande contra um pistão. Este retorna a sua condição inicial periodicamente, fazendo com que a variação na energia interna do material seja zero durante o ciclo, isto é, $U_2 - U_1 = 0$. Com isso, temos uma simplificação do primeiro princípio da termodinâmica (Equação 4-41):

$$W = Q_2 - Q_1 \quad (4-59)$$

onde Q_1 = calor rejeitado, ou energia dissipada

Q_2 = energia útil

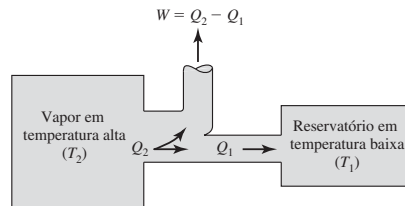


FIGURA 4-16 Diagrama de uma máquina de Carnot.

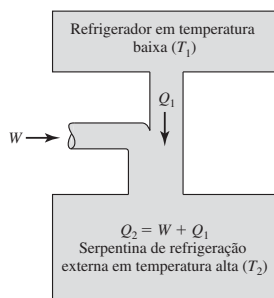


FIGURA 4-17 Diagrama de um refrigerador de Carnot.

A eficiência térmica é a razão entre trabalho realizado e o calor cedido ao sistema. O produto é o trabalho. O calor rejeitado não é parte do produto.

$$\eta = \frac{W}{Q_2} \quad (4-60)$$

onde W = trabalho realizado

Q_2 = energia útil

ou, utilizando-se a Equação 4-59:

$$\eta = \frac{Q_2 - Q_1}{Q_2} \quad (4-61)$$

A análise feita por Carnot revelou que o motor mais eficiente possível tem eficiência igual a:

$$\eta_{\text{máx}} = 1 - \frac{T_1}{T_2} \quad (4-62)$$

onde as temperaturas são absolutas (em kelvins). Esta equação indica que a eficiência máxima é atingida quando os valores de T_2 e de T_1 são os maiores e os menores possíveis, respectivamente.

Um refrigerador pode ser considerado um motor a vapor invertido (Figura 4-17). Do ponto de vista ambiental, o melhor ciclo refrigerante é aquele que remove a maior quantidade de calor (Q_1) do refrigerador, com o menor custo em termos de trabalho. Portanto, podemos utilizar o **coeficiente de rendimento** em lugar da eficiência.

$$\text{C.R.} = \frac{Q}{W} = \frac{Q_1}{Q_2 - Q_1} \quad (4-63)$$

Por analogia com a eficiência definida por Carnot:

$$\text{C.R.} = \frac{T_1}{T_2 - T_1} \quad (4-64)$$

EXEMPLO 4-15

Qual é o coeficiente de rendimento do refrigerador descrito no Exemplo 4-14?

Solução O C.R. é calculado diretamente, utilizando-se as temperaturas:

$$\text{C.R.} = \frac{273,15 + 4}{[(273,15 + 30) - (273,15 + 4)]} = 10,7$$

Observe que, em comparação com o motor a vapor, o rendimento aumenta quando a diferença entre as temperaturas diminui.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Defina a lei da conservação de massa.
2. Explique as circunstâncias nas quais a lei da conservação de massa é violada.
3. Elabore um diagrama de balanço material informando os reagentes, os produtos e o acúmulo, ou a relação entre as variáveis.
4. Defina os termos velocidade, substâncias inertes, compostos reativos, estado estacionário, equilíbrio, sistemas de mistura completa e sistemas de fluxo pistonado.
5. Explique por que a concentração de um composto na saída de um sistema de mistura completa é igual à concentração no interior do sistema.
6. Defina a Primeira Lei da termodinâmica e dê um exemplo.
7. Defina a Segunda Lei da termodinâmica e dê um exemplo.
8. Defina energia, trabalho, potência, calor específico, mudança de fase, entalpia de fusão, entalpia de evaporação, fóton e radiação do corpo negro.
9. Explique como a equação do balanço de energia difere da equação do balanço de massa.
10. Liste os três mecanismos de troca de calor e explique as diferenças entre eles.
11. Explique a relação entre conversão de energia e entropia.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Escreva e resolva as equações de balanço de massa para sistemas com e sem transformação.
2. Escreva a expressão matemática da reação de segunda ordem de consumo de uma substância.
3. Resolva problemas sobre reações de primeira ordem.
4. Calcule a variação da entalpia de uma substância.
5. Resolva as equações de troca de calor envolvendo condução, convecção e radiação, individualmente e em conjunto.
6. Escreva e resolva equações de balanço de energia.
7. Calcule a variação da entropia.
8. Calcule a eficiência de uma máquina a vapor segundo Carnot.
9. Calcule o coeficiente de rendimento de um refrigerador.

EXERCÍCIOS

- 4-1** Um aterro municipal tem espaço equivalente a 16,2 hectares com profundidade média de 10 m. Nos cinco dias úteis de uma semana, são descartados, em média, 765 m^3 de resíduos sólidos no local. Estes resíduos são compactados, formando uma massa com massa específica equivalente ao dobro da massa específica inicial. Elabore um diagrama do balanço de massa e estime a vida útil do aterro, em anos.

Resposta: 16,25, ou 16 anos.

- 4-2** A cada mês, a Speedy Dry Cleaning Company compra um barril ($0,160 \text{ m}^3$) de solvente de lavagem a seco. No total, 90% deste volume é perdido para a atmosfera, enquanto 10% são considerados resíduo e descartados. A massa específica do fluido é $1,5940 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$. Elabore um diagrama de balanço de massa e estime a taxa de emissão do solvente (em massa) para a atmosfera, em quilogramas por mês.
- 4-3** No ano 2000, o Congresso dos Estados Unidos proibiu a produção do solvente de lavagem a seco utilizado pela empresa no exercício anterior. Hoje a empresa utiliza um produto com volatilidade igual a $1/6$ da volatilidade do solvente usado no passado (Exercício 4-2). A massa específica do novo solvente é $1,6220 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$. Suponha que a quantidade de resíduo seja igual àquela gerada com o uso do solvente antigo, e estime a taxa de emissão (em massa) para a atmosfera (em quilogramas por mês). Uma vez que o novo solvente é menos volátil, a empresa

precisará adquirir quantidades menores do produto, a cada ano. Calcule a economia anual em volume do solvente de lavagem a seco (em metros cúbicos).

- 4-4** A liberação de vapores da gasolina na atmosfera ocorre toda vez que um tanque subterrâneo em um posto de combustíveis é reabastecido com o produto. Se o reabastecimento é realizado segundo o método *splash loading*, no qual a mangueira do caminhão-tanque despeja a gasolina no reservatório acima do nível do líquido no interior do tanque e sem qualquer controle de gases, estima-se que cerca de 2,75 kg de vapores sejam liberados por m^3 do produto descarregado. Contudo, se o tanque está equipado com um sistema de controle de vapores (uma válvula reguladora de pressão e uma mangueira adaptada e afogada), o qual permite descarregar o produto abaixo da lâmina do líquido, a liberação de vapores cai para $0,095 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ de combustível despejado (Wark, Warner e Davis, 1998). Se o posto de gasolina precisa reabastecer o tanque com $4,00 \text{ m}^3$ de gasolina uma vez por semana, elabore um diagrama para o balanço de massa e estime a perda anual de vapores de gasolina (em quilogramas) no método *splash loading*. Estime a quantidade de combustível recuperada se o sistema de controle de vapor é empregado. Suponha que a massa específica do vapor condensado é $0,800 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$ e que o custo da gasolina seja $\$0,80$ por litro.
- 4-5** O Rio Rappahannock, próximo a Warrenton, no estado norte-americano da Virgínia, tem vazão igual $3,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O córrego Tin Pot Run, que não é poluído, deságua no Rappahannock com uma vazão de $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Para estudar a mistura das águas do rio e do córrego, um elemento marcador precisa ser adicionado às águas do Tin Pot Run. O limite de detecção dos instrumentos que medem o marcador é $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é a concentração mínima do traçador que deve ser lançada no córrego para que a substância seja detectada nos pontos a jusante da confluência dos dois cursos de água? Suponha que a quantidade de $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do marcador seja mensurada após as águas do rio e do córrego terem se misturado completamente e que o elemento marcador não esteja presente a montante do ponto de confluência. Qual é a taxa em massa de marcador (em quilogramas por dia) que precisa ser adicionada ao córrego Tin Pot Run?

Resposta: 263,52, ou 264 $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 4-6** A estação de tratamento de água Clearwater utiliza hipoclorito de sódio (NaOCl) para desinfetar a água tratada antes de esta entrar na rede de distribuição. O NaOCl é adquirido como solução concentrada ($52.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) a qual precisa ser diluída antes de ser injetada na corrente de água tratada. O sistema de diluição é mostrado na Figura E-4-6. O NaOCl é bombeado de um pequeno tanque (chamado de “tanque diário”) para um segmento da tubulação (ponto de injeção), que transporta uma parte da água tratada limpa para a tubulação principal. Esta transporta a água a uma vazão de $0,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A vazão no ponto de injeção é $4,0 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. Qual é a vazão (em $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$) de NaOCl que deve ser bombeada do tanque de consumo diário para o ponto de dosagem para se atingir a concentração de $2,0 \text{ mg/L}$ de NaOCl na tubulação principal? Embora o composto seja reativo, suponha que ele não sofre reação química neste problema.

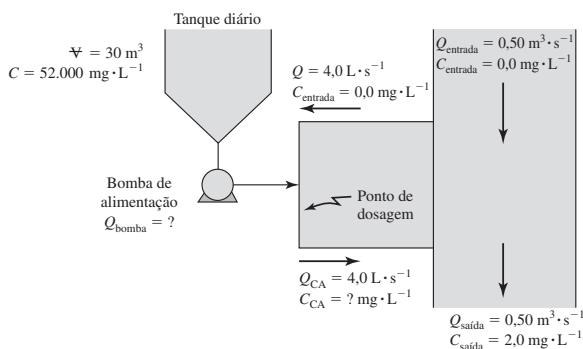


FIGURA E-4-6 Sistema da tubulação de diluição.

- 4-7** O engenheiro de projeto da Clearwater não consegue encontrar uma bomba adequada para transferir o NaOCl do tanque diário para o ponto de dosagem (ver o Exercício 4-6). Por essa razão, ele especifica, nas instruções de operação do sistema, que o tanque diário seja utilizado

para diluir a solução concentrada de NaOCl, o que permite que uma bomba com vazão nominal de $1,0 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ seja usada. O tanque precisa ser reabastecido uma vez a cada turno (o qual tem 8 horas de duração), e seu volume é 30 m^3 . Calcule a concentração de NaOCl necessária para reabastecer o tanque, se a vazão de injeção do NaOCl na água tratada é $1000 \text{ mg} \cdot \text{s}^{-1}$. Calcule o volume de solução concentrada e o volume de água necessários para um turno de 8 horas. Embora o NaOCl seja reativo, suponha que não ocorra reação química neste problema.

- 4-8** Muitos processos de tratamento de água e de efluentes empregam um dispositivo de filtração para remover a água do lodo formado por uma reação de precipitação. Em um desses processos, a concentração inicial do lodo gerado em uma reação de abrandamento (Capítulo 10) é 2% ($20.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e o volume de lodo é 100 m^3 . Após a filtração, a concentração dos sólidos presentes no lodo é 35%. Suponha que a massa específica do lodo não varie durante a filtração e que o líquido removido seja isento de lodo. Utilizando o método do balanço de massa, calcule o volume do lodo após a filtração.
- 4-9** A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos exige que os incineradores de resíduos perigosos atendam a um padrão de 99,99% de eficiência na destruição e remoção dos componentes perigosos injetados nestes equipamentos. Esta eficiência é chamada de eficiência de destruição e remoção (EDR) “quatro noves” (isto é, 99,99%). Para resíduos extremamente perigosos, a EDR é 99,9999%. Esta eficiência é calculada medindo-se a vazão em massa do composto orgânico injetado no incinerador e a vazão em massa do composto lançado pela chaminé do equipamento. A Figura E-4-9 mostra um diagrama do processo. Uma das dificuldades de garantir estes níveis de destruição está na capacidade de monitorar os contaminantes nos gases de exaustão. Elabore um diagrama do balanço de massa para este processo e calcule a quantidade permitida de contaminante nos gases de exaustão quando o incinerador queima $1,0000 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de um composto perigoso. (Observação: o número de algarismos significativos é muito importante neste cálculo.) Se o incinerador tem eficiência igual a 90% na destruição do composto perigoso, qual deve ser a eficiência do equipamento lavador de gases para garantir que o padrão seja alcançado?

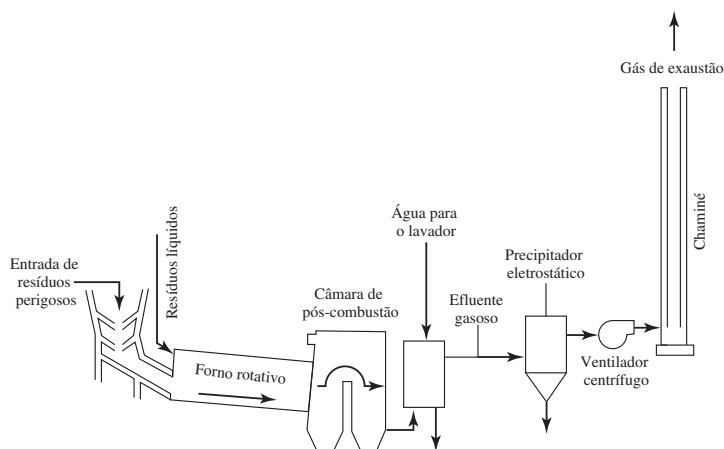


FIGURA E-4-9 Diagrama do sistema de incineração de resíduos perigosos.

- 4-10** Um novo filtro de ar de alta eficiência foi projetado para ser usado em uma instalação de alta segurança voltada para a pesquisa sobre a detecção e a destruição do antraz. Antes de o filtro ser construído e instalado, alguns testes são necessários. A ideia é utilizar microesferas de cerâmica de diâmetro idêntico aos esporos do antraz. Um dos obstáculos é que a eficiência do equipamento de amostragem não é conhecida. Além disso, não é possível avaliar esta eficiência com rapidez, porque a taxa de liberação das microesferas não pode ser controlada o suficiente para se definir o número de microesferas que entram no dispositivo. Os engenheiros projetaram um aparelho de testes, mostrado na Figura E-4-10. Os filtros de amostragem capturam as microesferas em um filtro de membrana, que permite a contagem microscópica das partículas coletadas. Ao final do experimento, o número de partículas no primeiro filtro é 1941, enquanto

o número no segundo filtro é 63. Estime a eficiência dos filtros de amostragem. Suponha que os dois filtros tenham a mesma eficiência. [Nota: Este problema é facilmente resolvido utilizando-se as contagens de partículas (C_1 , C_2 , C_3) e a eficiência (η).]

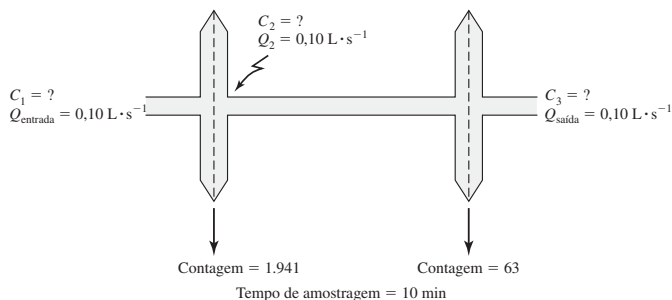


FIGURA E-4-10
O aparelho usado
no teste do filtro.

- 4-11** Uma peça galvanizada é lavada em água para remover os restos do banho de galvanização das suas superfícies. A água de lavagem contém teores de metais e precisa ser tratada antes do lançamento. A Shinny Metal Plating Co. utiliza o processo mostrado na E-4-11. O banho de galvanização inicialmente contém $85 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ de níquel. As peças carregam consigo $0,05 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ da solução para o tanque de enxágue. A vazão da água de enxágue para o interior do tanque é $150 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Escreva a equação do balanço geral de massa para o tanque de enxágue e calcule a concentração de níquel nos efluentes que precisam ser tratados. Suponha que o tanque esteja em regime de mistura completa e que não ocorram reações químicas em seu interior.

Resposta: $C_n = 28,3$, ou $28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

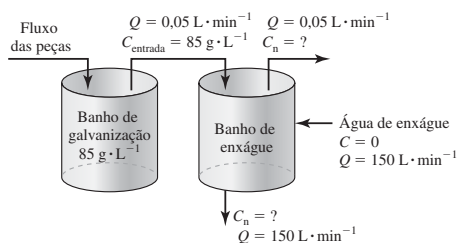


FIGURA E-4-11

- 4-12** Uma vez que vazão da água de enxágue em um sistema de galvanização com níquel (Exercício 4-11), é muito alta, foi proposto que o sistema de enxágue em contrafluxo (Figura E-4-12), para reduzir os volumes de líquido. Supondo que a C_{ni} permaneça igual a $28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, calcule a nova vazão. Suponha que o tanque de enxágue esteja em regime de mistura completa e que não ocorram reações químicas em seu interior.

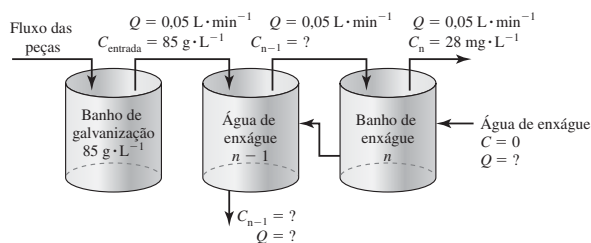


FIGURA E-4-12

- 4-13** A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA, 1982) indica a equação abaixo para estimar a vazão de enxágue em contrafluxo (Figura E-4-12):

$$Q = \left[\left(\frac{C_{\text{entrada}}}{C_n} \right)^{1/n} + \frac{1}{n} \right] q$$

onde Q = vazão da água de enxágue, $L \cdot \text{min}^{-1}$

C_{entrada} = Concentração do metal no banho de galvanização, em $\text{mg} \cdot L^{-1}$

C_n = concentração do metal no enésimo banho de enxágue, em $\text{mg} \cdot L^{-1}$

n = número de tanques de enxágue

q = vazão do líquido arrastado na superfície das peças, em L/min .

Utilizando a equação indicada pela agência e os dados do Exercício 4-11, calcule a vazão da água de enxágue consumida quando são usados um, dois, três, quatro e cinco tanques em série, com base em uma planilha de cálculo que você vai elaborar. Utilize o seu programa de planilhas para elaborar um gráfico vazão de água de enxágue em função do número de tanques.

- 4-14** Considere uma garrafa hermeticamente fechada contendo matéria orgânica biodegradável. Os microrganismos presentes utilizarão o oxigênio no interior da garrafa para oxidar a matéria orgânica. A garrafa pode ser considerada um reator em batelada, e a reação de consumo do oxigênio obedece à cinética de primeira ordem. Escreva a equação geral do balanço de massa para a garrafa. Utilizando uma planilha de dados, calcule e represente em gráfico a concentração do oxigênio diária por um período de cinco dias, a começar de $8 \text{ mg} \cdot L^{-1}$. A constante da velocidade de degradação é $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Resposta: Dia 1 = $5,64$, ou $5,6 \text{ mg} \cdot L^{-1}$; Dia 2 = $3,97$, ou $4,0 \text{ mg} \cdot L^{-1}$

- 4-15** Em 1908, H. Chick relatou um experimento, no qual ela eliminou os esporos do antraz utilizando uma solução de fenol a 5% (Chick, 1908). Os resultados desse experimento são mostrados na tabela abaixo. Supondo que o teste foi realizado em um reator em batelada em regime de mistura completa, calcule a constante de inativação do antraz no processo.

Concentração de sobreviventes (número $\cdot \text{mL}^{-1}$)	Tempo (min)
398	0
251	30
158	60

- 4-16** A operação de reservatório elevado contendo 4000 m^3 de água foi interrompida para a instalação de um monitor de teor cloro. A concentração do cloro na água presente no reservatório era $2,0 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ no momento em que a operação foi interrompida. Se o cloro é consumido segundo uma reação de primeira ordem com constante $k = 1,0 \text{ dia}^{-1}$ (Grayman e Clark, 1993), qual é a concentração de cloro no tanque, quando este é posto em operação outra vez, 8 horas mais tarde? Qual é a massa de cloro (em kg) a ser adicionada ao tanque para elevar sua concentração para $2,0 \text{ mg} \cdot L^{-1}$? Suponha que o reservatório seja um reator em batelada em regime de mistura completa.
- 4-17** O conceito de *meia-vida* é muito empregado na engenharia e nas ciências ambientais, como no decaimento de radioisótopos, na eliminação de venenos do organismo humano, na autolimpeza de lagos e no desaparecimento de pesticidas do solo. Começando com uma equação de balanço de massa, desenvolva uma expressão que descreva a meia-vida ($t_{1/2}$) de uma substância com base na constante de velocidade (k). Suponha que a reação ocorra em um reator em batelada.
- 4-18** A concentração inicial de uma substância reativa em reator em batelada é 100%. Calcule a quantidade restante da substância após 1, 2, 3 e 4 meias-vidas. A constante de velocidade da reação é 6 meses^{-1} .
- 4-19** Efluentes líquidos perigosos são misturados em um RMC com capacidade para $0,20 \text{ m}^3$, para manter um nível mínimo de energia antes de serem incinerados em um equipamento específico. O teor de energia no resíduo carregado no RMC é $8,0 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ (megajoules por quilo-grama). Outro resíduo é injetado na linha de carga do RMC. O teor de energia deste resíduo

é $10,0 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. Se a vazão de entrada e de saída do reator é $4,0 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$, quanto tempo será necessário para conteúdo de energia do efluente do reator atingir $9,0 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$?

Resposta: $t = 34,5$, ou 35 s

4-20 Repita o Exercício 4-19 para o outro resíduo, agora com teor de energia igual a $12 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$.

4-21 Um instrumento é instalado em uma tubulação de distribuição de água para detectar possíveis contaminações causadas por atos terroristas. Um tubo com $2,54 \text{ cm}$ de diâmetro e $20,0 \text{ m}$ de comprimento conecta o instrumento à tubulação. A água na tubulação de distribuição é bombeada através do instrumento e então despejada em um tanque de armazenagem, para análises de confirmação e despejo adequado. Se a vazão da água na linha de amostra é $1,0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, quantos minutos são necessários para fazer fluir uma amostra da tubulação de distribuição até o instrumento? Utilize a equação abaixo para calcular a velocidade da água na linha de amostragem.

$$u = \frac{Q}{A}$$

onde u = velocidade da água na tubulação, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$

Q = vazão da água na tubulação, em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

A = área da seção reta da tubulação, em m^2

Se o instrumento utiliza 10 mL como amostra, quantos litros de água precisam passar na linha de amostragem para que um contaminante possa ser detectado?

4-22 Uma empresa de produtos químicos falida foi adquirida por outra companhia. Na propriedade havia uma lagoa de salmoura com capacidade para 20.000 m^3 . A lagoa continha uma solução com $25.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sal. Os novos proprietários propuseram esgotar o conteúdo da lagoa no Oceano Atlântico, utilizando a linha de despejo. Qual é a vazão de água doce necessária (em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) para reduzir a concentração da lagoa a $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no período de um ano? O teor de sal no Oceano Atlântico está acima de $30.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Resposta: $Q = 0,0025 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

4-23 Um reservatório elevado de 1900 m^3 foi limpo utilizando-se uma solução de cloro. Os vapores do cloro no interior do reservatório excederam a concentração permitida para a conclusão do processo de limpeza no tanque. Se a concentração do cloro é $15 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ e o limite de concentração permitido é $0,0015 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é tempo necessário para ventilar o tanque com ar limpo com uma vazão de $2,35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$?

4-24 Um vagão-tanque descarrilhou e rompeu-se. Com isso, são despejados 380 m^3 de um pesticida no canal de alimentação de um lago. Como mostra a Figura E-4-24, o canal tem volume líquido de 40.000 m^3 . A água no canal tem velocidade igual a $0,10 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e a distância do ponto em que ocorre o derramamento e o lago é 20 km . Supondo que o derramamento é curto o bastante para ser considerado um pulso de concentração, que o lago se comporta como um RMC com vazões constantes e que o pesticida é inerte, calcule o tempo necessário para o pulso de concentração atingir o lago e o tempo para retirar 99% do pesticida das águas do corpo hídrico.

Resposta: Tempo para chegar ao lago = 2,3 dias; Tempo para limpar o lago = 21,3, ou 21 dias

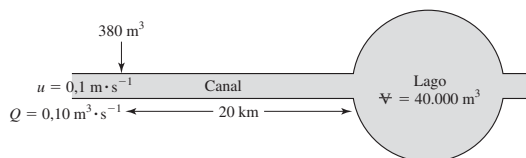


FIGURA E-4-24

4-25 Durante uma tempestade de neve, o injetor de flúor em North Bend ficou vazio. Como mostra a Figura E-4-25, o tanque de mistura rápida está conectado a uma linha de distribuição com 5 km de comprimento. A vazão para o interior do tanque de mistura rápida é $0,44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e o volume do tanque é $2,50 \text{ m}^3$. A velocidade do líquido no interior da linha é $0,17 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Se a

concentração de flúor no tanque é $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ quando a alimentação é interrompida, qual é o tempo necessário para que a concentração do flúor caia para $0,01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no final da linha de distribuição? O flúor pode ser considerado um composto químico inerte.

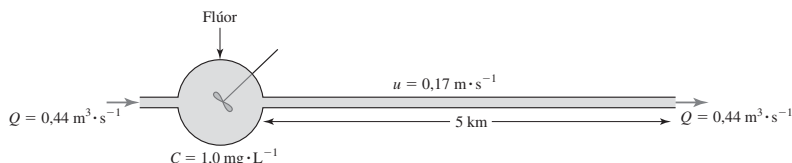


FIGURA E-4-25

- 4-26** Uma lagoa em um sistema de tratamento de esgoto tem 10 hectares de área superficial e profundidade igual a 1 m. Ela recebe $8640 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de esgoto, contendo $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de um contaminante biodegradável. Em regime permanente, o teor do contaminante no efluente da lagoa não pode exceder $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Supondo-se que a lagoa esteja perfeitamente misturada e que não haja perda ou ganho de água, além da entrada de esgoto, qual é a constante da velocidade de biodegradação (em dia^{-1}) que precisa ser alcançada, para obter-se uma reação de primeira ordem?

Resposta: $k = 0,3478$, ou $0,35 \text{ dia}^{-1}$

- 4-27** Repita o Exercício 4-26 considerando duas lagoas em série (ver a Figura E-4-27). Cada lagoa tem área superficial igual a 5 hectares e profundidade de 1 m.



FIGURA E-4-27

- 4-28** Utilizando uma planilha preparada para calcular a concentração do efluente se o processo de entrada de esgoto mostrado no Exercício 4-26 é interrompido (isto é, $C_{\text{entrada}} = 0$), calcule e construa uma curva de 10 dias com intervalo de 1 dia. Utilize a função gráfico de seu programa de planilhas para construir a curva.
- 4-29** O porão de uma residência tem 90 m^3 de área e está contaminado com radônio oriundo do solo, através dos ralos presentes no piso. A concentração de radônio no porão é $1,5 \text{ Bq/L}$ (becquerels por litro) no estado estacionário. O porão se comporta como um RMC e o decaimento do radônio obedece a uma reação de primeira ordem, com constante igual a $2,09 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$. Se a fonte de radônio for selada e o porão for ventilado com ar livre do gás a uma vazão de $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, qual é o tempo necessário para reduzir a concentração do gás ao nível aceitável de $0,15 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$?
- 4-30** Um emissário despeja efluentes tratados a uma distância de 5000 m de uma praia no Oceano Pacífico. O efluente é despejado a uma vazão de $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e contém 10^5 coliformes termotolerantes por milímetro cúbico. A velocidade de extinção dos coliformes segue uma cinética de primeira ordem, a cerca de $0,3 \text{ h}^{-1}$ (Tchobanoglous e Schroeder, 1985). A corrente transporta a pluma do efluente até uma praia, a uma velocidade de $0,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A corrente oceânica pode ser simulada como uma tubulação com vazão igual a $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água do mar. Calcule a concentração de coliformes na praia. Suponha que a corrente se comporte como um RFP e que o efluente tratado esteja em regime de mistura completa com a corrente, no ponto de despejo.
- 4-31** Para as condições dadas, determine se um RMC ou um RFP é o reator mais eficiente na remoção de um composto reativo de um duto transportador de resíduos em regime permanente segundo uma reação de primeira ordem: volume do reator = 280 m^3 , vazão = $14 \text{ m}^3/\text{dia}$, coeficiente da velocidade de reação = $0,05 \text{ dia}^{-1}$.

Resposta: RMC $\eta = 50\%$; RFP $\eta = 63\%$

- 4-32** Compare um RMC e em um RFP levando em conta o volume necessário para atingir 95% de eficiência, para as condições: regime permanente, reação de primeira ordem, vazão de $14 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, constante de velocidade de $0,05 \text{ dia}^{-1}$.

- 4-33** A linha de descarga de uma bomba submersível no poço de uma estação de recalque de esgoto não realizou o trabalho esperado. Com isso, a água no ponto de descarga congelou. No gelo formado, foi perfurado um orifício, no qual foi instalado um aquecedor elétrico com potência igual a 200 W. Se a linha de descarga contém 2 kg de gelo, qual é o tempo necessário para derretê-lo? Suponha que todo o calor seja utilizado nesta função.

Resposta: 55,5 min, ou 56 min

- 4-34** Como visto nos Exemplos 4-12 e 4-13, o tempo necessário para atingir a temperatura desejada utilizando-se o tanque de resfriamento é muito longo. Um resfriador evaporativo é apresentado como alternativa para alcançar-se a redução de temperatura. Estime o volume de água (em m^3) que precisa evaporar a cada dia para baixar a temperatura dos 40 m^3 de efluente de 100°C para 20°C . (Observação: enquanto a solução para este problema é direta, o projeto de uma torre de resfriamento por evaporação é um problema termodinâmico complexo, que se complica ainda mais neste caso, por conta da natureza dos efluentes, já que estas podem comprometer o sistema.)
- 4-35** A água em um sistema de tratamento de efluentes precisa ser aquecida de 15°C a 40°C para que os microrganismos cumpram o seu papel. Se a vazão de entrada de afluente no sistema é $30 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, qual é o calor que deve ser adicionado? Suponha que o sistema de tratamento seja de mistura completa e que não ocorram perdas de calor durante o processo.

Resposta: $3,14 \text{ GJ} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 4-36** A vazão mais baixa no Rio Menominee registrada no mês de julho é $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Se a temperatura do rio é 18°C e uma termoeletrica despeja $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água de uma torre de resfriamento a 80°C no rio, qual é a temperatura final da mistura das águas da torre e do rio? Suponha que a massa específica da água seja constante ($1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$).
- 4-37** Na maré baixa, a vazão do Rio Sena, na França, é $28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Uma termoeletrica despeja $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água de resfriamento no rio. No verão, a temperatura a montante da termoeletrica atinge 20°C . A temperatura após o ponto em que as águas do rio e da torre de resfriamento se misturam é 27°C (Goubet, 1969). Estime a temperatura da água de resfriamento antes de ela se misturar à água do rio. Ignore as perdas por radiação e convecção para a atmosfera e as perdas para o fundo e as margens do rio.
- 4-38** O projeto de uma lagoa aerada (lagoa de tratamento na qual é injetada uma vazão de ar) está sendo avaliado como solução para os problemas com esgotos enfrentados por uma pequena comunidade às margens de um lago, no norte do estado de Wisconsin, Estados Unidos. O projeto da lagoa leva em conta a população local no verão, mas a operação será durante todo o ano. No inverno, a população é cerca de metade daquela observada no verão. Com base nas hipóteses de projeto, o volume da lagoa seria 3420 m^3 . O volume diário de esgoto despejado no inverno foi estimado em 300 m^3 . Em janeiro, a temperatura da lagoa cai para 0°C , mas os conteúdos não congelam. Se a temperatura do esgoto na entrada é 15°C , calcule a temperatura da lagoa ao final do dia. Suponha que ela esteja em regime de mistura completa e que não ocorram perdas para a atmosfera e para as paredes e o fundo da lagoa. A massa específica do esgoto é $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e o calor específico é $4,186 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$.
- 4-39** Utilizando os dados do Exercício 4-38 e uma planilha, calcule a temperatura da lagoa ao final de cada dia, por um período de 7 dias. Suponha que a vazão de saída é igual à vazão de entrada, e que a lagoa é de mistura completa.
- 4-40** Uma lagoa está sendo projetada para receber a água do sistema de resfriamento de uma termoeletrica a uma vazão de $17,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Calcule a superfície da lagoa se a temperatura da água precisa cair de $45,0^\circ\text{C}$ na entrada para $35,5^\circ\text{C}$ na saída. Suponha que o coeficiente global de transferência de calor da lagoa seja $0,0412 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$ (Edinger, Brady e Graves, 1968). Considere que a água de resfriamento será misturada à água de um rio ao final do processo. Além disso, sabe-se que mistura da água a 35°C e da água do rio atenderá aos critérios térmicos de despejo.

Resposta: 174,76, ou 175 ha

- 4-41** Uma vez que sistema de agitação do esgoto na lagoa do Exercício 4-38 é intenso, são grandes as probabilidades de a lagoa congelar. Calcule o tempo até o congelamento da lagoa, se a temperatura do efluente no interior da lagoa for 15°C e a temperatura do ar for -8°C . A profundidade da

lagoa é 3 m. Embora o equipamento de aeração provavelmente congele antes da água na lagoa congelar, suponha que o volume total desta congele antes de isto acontecer. O coeficiente global de transferência de calor é $0,5 \text{ kJ} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-1}$ (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Ignore a entalpia da água do afluyente ao sistema.

- 4-42** A casa de bombas de uma unidade de abastecimento mede 2 m de largura, 3 m de comprimento e 2,4 m de altura. Ela foi construída em madeira, com tábuas de 1 cm de espessura e condutividade térmica de $0,126 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. As paredes internas precisam ser mantidas a 10°C quando a temperatura externa é -18°C . Quanto calor é necessário para manter a temperatura especificada? Se as paredes da casa de bombas são revestidas com camadas de 10 cm de lã de vidro (condutividade térmica igual a $0,0377 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) para isolamento térmico, qual é a quantidade de calor adicional a ser fornecida? Suponha que não ocorram perdas de calor para o piso. Ignore a madeira no segundo cálculo.
- 4-43** A carga de calor radiativo em duas superfícies de uma folha na horizontal é $1,7 \text{ kW} \cdot \text{m}^{-2}$ (Gates, 1962). Por sua vez, a folha irradia uma parcela desta carga térmica. Se a temperatura da folha está próxima da temperatura ambiente, como 30°C , por exemplo, qual é a fração da perda de calor radiativa? Suponha que a emissividade da folha seja 0,95.

Resposta: Fração = 0,2676, 0,27, ou 27%

- 4-44** O calor de combustão* do carvão betuminoso é $31,4 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nos Estados Unidos, uma empresa termelétrica produz, em média, 2,2 kWh de energia elétrica por quilograma de carvão betuminoso. Qual é a eficiência global média desta forma de geração de energia elétrica?

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 4-1** Um fragmento de rocha calcária (CaCO_3) no fundo do Lago Superior dissolve-se lentamente. Para realizar o balanço de massa, você faz as seguintes suposições:
- | | |
|----------------------------------|---|
| (a) O sistema está em equilíbrio | (b) O sistema está em estado estacionário |
| (c) Os dois casos acima | (d) Nenhum dos casos acima |
- Explique o seu raciocínio.
- 4-2** O benzeno é um líquido inflamável. O vazamento de um tanque despejou determinado volume da substância em um lago. Na tarefa de calcular a concentração do benzeno em um córrego que nasce no lago, você terá de realizar um balanço de massa. Prepare uma lista com os dados necessários para a tarefa.
- 4-3** Como vimos na Tabela 4-3, os calores específicos de várias substâncias, os valores de c_p da carne bovina, do milho, de um ser humano e do frango são muito maiores do que os valores para metais como o alumínio, o cobre e o ferro. Explique.
- 4-4** Se você segura um copo contendo uma bebida a 4°C , “consegue sentir o frio na mão”. Do ponto de vista termodinâmico, esta afirmativa é verdadeira? Explique.
- 4-5** Uma sala tem dois tipos de piso: madeira e ladrilho. A temperatura no interior da sala é constante. Porém, quando você caminha descalço nos dois pisos, o ladrilho parece mais frio do que a madeira. Explique.

REFERÊNCIAS

- Chick, H. (1908) “An Investigation of the Laws of Disinfection,” *Journal of Hygiene*, p. 698.
- Edinger, J. E., D. K. Brady, and W. L. Graves (1968) “The Variation of Water Temperatures Due to Steam-Electric Cooling Operations,” *Journal of Water Pollution Control Federation*, 40(9): 1637–39.

*O calor de combustão é a quantidade de energia liberada por unidade de massa de um composto que reage completamente com o oxigênio. A massa do composto não inclui a massa do oxigênio.

- Gates, D. M. (1962) *Energy Exchange in the Biosphere*, Harper & Row Publishers, New York, p. 70.
- Goubet, A. (1969) "The Cooling of Riverside Thermal-Power Plants," in F. L. Parker and P. A. Krenkel (eds.), *Engineering Aspects of Thermal Pollution*, Vanderbilt University Press, Nashville, TN, p. 119.
- Grayman, W. A., and R. M. Clark (1993) "Using Computer Models to Determine the Effect of Storage on Water Quality," *Journal of the American Water Works Association*, 85(7): 67–77.
- Guyton, A. C. (1961) *Textbook of Medical Physiology*, 2nd ed., W. B. Saunders Company, Philadelphia, pp. 920–21, 950–53.
- Hudson, R. G. (1959) *The Engineers' Manual*, John Wiley & Sons, New York, p. 314.
- Kuehn, T. H., J. W. Ramsey, and J. L. Threkeld (1998) *Thermal Environmental Engineering*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, pp. 425–27.
- Masters, G. M. (1998) *Introduction to Environmental Engineering and Science*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p. 30.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) revised by G. Tchobanoglous, F. L. Burton, and H. D. Stensel, *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, McGraw-Hill, Boston, p. 844.
- Salvato, J. A., Jr. (1972) *Environmental Engineering and Sanitation*, 2nd ed., Wiley-Interscience, New York, pp. 598–99.
- Shortley, G., and D. Williams (1955) *Elements of Physics*, Prentice-Hall, Engelwood Cliffs, NJ, p. 290.
- Tchobanoglous, G., and E. D. Schroeder (1985) *Water Quality*, Addison-Wesley Publishing Co., Reading, MA, p. 372.
- U.S. EPA (1982) *Summary Report: Control and Treatment Technology for the Metal Finishing Industry, In-Plant Changes*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, Report No. EPA 625/8-82-008.
- Wark, K., C. F. Warner, and W. T. Davis (1998) *Air Pollution: Its Origin and Control*, 3rd ed., Addison-Wesley, Reading, MA, p. 509.

Os ecossistemas

Estudo de caso: O DDT – benção ou maldição? . .	188
5-1 INTRODUÇÃO	189
Os ecossistemas	189
5-2 A INFLUÊNCIA EXERCIDA PELO HOMEM	189
5-3 A TRANSFERÊNCIA DE MASSA E DE ENERGIA NOS ECOSSISTEMAS	191
A bioacumulação	195
5-4 OS CICLOS DE NUTRIENTES	197
O ciclo do carbono	197
O ciclo do nitrogênio	199
O ciclo do fósforo	200
O ciclo do enxofre	202
5-5 A DINÂMICA POPULACIONAL	203
O crescimento das populações bacterianas	204
A dinâmica populacional animal	206
A dinâmica populacional humana	210
5-6 OS LAGOS E A CICLAGEM DE MASSA E DE ENERGIA EM UM ECOSSISTEMA	214
A estratificação e a renovação de lagos	214
As zonas biológicas	215
A produtividade dos lagos	217
A eutrofização	220
5-7 A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PARA A PROTEÇÃO DOS ECOSSISTEMAS	223
REVISÃO DO CAPÍTULO	224
EXERCÍCIOS	225
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	227
REFERÊNCIAS	228



Estudo de caso

O DDT – benção ou maldição?

A publicação do livro *Primavera Silenciosa*, de Rachel Carson, mostrou ao mundo o impacto da atividade humana na **ecologia**, definida como o estudo das relações entre plantas e animais no meio ambiente. Carson, bióloga marinha que trabalhou para o Departamento Estado-Unidense da Pesca e Vida Selvagem, escreveu a obra para documentar os efeitos do DDT nos **ecossistemas**, também chamados de sistemas ecológicos.

A primeira aplicação do DDT (**dicloro-difenil-dicloroetano**) foi como pesticida, pelas tropas aliadas nas ilhas do Pacífico Sul durante a Segunda Guerra Mundial. O objetivo era erradicar a febre tifoide e eliminar o mosquito transmissor da malária. Ao contrário de muitos inseticidas eficazes no controle de apenas algumas espécies de insetos, o DDT era um “composto milagroso”, já que exterminava centenas de diferentes insetos. Com o fim do conflito, o DDT continuou sendo empregado para controlar pragas em propriedades rurais e matar mosquitos em diferentes comunidades. Nos trópicos, o composto era aplicado para erradicar a malária e a febre amarela.

Rachel Carson se deu conta dos efeitos do DDT em 1958, quando uma amiga escreveu-lhe uma carta sobre a impressionante mortandade de pássaros em Cabo Cod (Massachusetts, Estados Unidos da América, EUA), após a pulverização do composto na região. Carson passou os quatro anos seguintes investigando as consequências da aplicação do inseticida de modo mais abrangente, e descobriu que as populações de aves de rapina de grande porte, como a águia-pescadora, o falcão peregrino e a águia-de-cabeça-branca haviam sofrido uma redução drástica. A autora escreveu: “O DDT e outros pesticidas prejudicaram aves e outros animais de maneira irreversível, contaminando toda a teia trófica destes organismos” (Natural Resources Defense Council, 1997).

Nos anos seguintes à publicação do livro, pesquisas intensivas foram realizadas para determinar os efeitos ecológicos do DDT. Descobriu-se então que a redução no número de indivíduos nas populações de aves era o resultado de um processo falho em sua reprodução. O DDT degrada-se em outro composto (DDE), o qual afeta os hormônios reprodutivos causando o adelgaçamento na casca dos ovos. Morcegos, invertebrados aquáticos, e muitas espécies de peixe são sensíveis ao DDT. Muito embora alguns invertebrados terrestres não sejam eliminados pelo DDT, a substância pode se acumular em seus tecidos.

Diante dos efeitos do DDT em indivíduos, não é difícil perceber que, em nível de ecossistema, estas implicações seriam igualmente significativas. Quando uma espécie predadora consome um invertebrado terrestre em cujos tecidos orgânicos o DDT se acumulou, inicia-se a transferência do pesticida na teia trófica. Com a redução das comunidades de morcegos, águias e falcões, as populações de presas, sobretudo insetos e roedores, aumentam. Da mesma forma, a diminuição de cardumes de peixes pequenos, os quais são particularmente suscetíveis ao pesticida, leva a uma redução direta na oferta de alimento para peixes maiores. Com isso caem também os números de aves e de mamíferos que se alimentam destes peixes em seus habitats. No final da década de 1960, os efeitos do DDT já eram de conhecimento público e, em 1970, o pesticida foi proibido na Suécia e em 1972, os EUA seguiram o exemplo. Desde então verifica-se uma lenta recuperação dos ecossistemas afetados. Por exemplo, em 1963, não houve registro da construção de um único ninho de águia-de-cabeça-branca em todo o estado do Illinois (EUA) (Rubin, 1997). Em 1996, havia 20 casais em período de reprodução, naquele estado. O falcão peregrino foi declarado extinto no estado de Nova York (EUA) na década de 1970. Em 1996, 32 casais foram registrados na região. Todavia, a proibição do DDT não se deu sem consequências negativas. Na década de 1960, marcada por recordes de consumo do pesticida, a incidência de malária no Sri Lanka era praticamente nula. Naquele país, a pulverização do DDT foi descontinuada em 1961. Sete anos mais tarde, uma epidemia da doença se abateu sobre a ilha. Em países como o Brasil, o Equador, o Peru, a Colômbia e a Venezuela a proibição do composto resultou em 12 milhões de casos de malária entre 1980 e 1998 (Attaran et al., 2000). Além disso, epidemias da doença foram registradas na Suazilândia, em 1984, e em Madagáscar, entre 1986 e 1988, com a morte de mais de 100 mil pessoas (Roberts, Manguin e Mouchet, 2000).

5-1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas

Um **ecossistema** é resultado da interação de comunidades de organismos que interagem entre si e com o ambiente físico, o qual inclui a luz do sol, as chuvas e os nutrientes no solo. A primeira forma de interação é mais comum do que a segunda. Os ecossistemas variam muito em termos de tamanho. Por exemplo, uma poça de maré com cerca de 2 m de diâmetro pode ser considerada um ecossistema, porque as plantas e os animais que nela vivem dependem uns dos outros e são exclusivos a este tipo de sistema ecológico. Em escala maior, uma floresta tropical* também é um ecossistema. Indo-se adiante nas proporções, a biosfera** pode ser considerada o ecossistema “definitivo” da Terra. Um ecossistema se divide em **habitats**, definidos como os locais em que vivem os organismos integrantes de uma população***.

Os ecossistemas também podem ser definidos como sistemas em que ocorre o fluxo de matéria. Contudo, este fluxo para o interior e o exterior de um ecossistema é pequeno, comparado com a quantidade de matéria reciclada no seu interior. Tomando um lago, como exemplo de ecossistema, nele a matéria entra como dióxido de carbono vindo da atmosfera (que se dissolve na água), nutrientes lixiviados das áreas vizinhas e compostos químicos trazidos por rios ou córregos que nele deságuam. No interior do lago, a matéria flui de um organismo para outro na forma de alimento, material excretado ou gases da respiração (o oxigênio ou o dióxido de carbono). Este fluxo de matéria é essencial para a existência de um ecossistema.

Outra característica de um ecossistema é a variação temporal de suas variáveis definidoras. Ainda neste capítulo veremos como os lagos se transformam com o tempo (tanto pela via natural como pela via antropogênica), de um sistema de águas muito limpas, níveis reduzidos de nutrientes e uma grande diversidade de espécies divididas em pequenas populações, em um sistema de águas turvas, níveis de nutrientes modestos e populações expressivas das poucas espécies que nele existem. Os dois sistemas (que bem podem ser o mesmo lago, mas em momentos distintos) são ecossistemas muito dessemelhantes. Da mesma forma, inundações ou secas graves, extremos de temperatura ou qualquer outra condição ambiental acerbadada (por exemplo, a atividade vulcânica ou os incêndios florestais) desencadeiam alterações consideráveis em um ecossistema.

Uma forma alternativa de classificação separa os ecossistemas em naturais ou artificiais. O lago, a floresta ou a poça de maré discutidos normalmente pertencem ao primeiro tipo (ainda que existam lagos artificiais, mais adequadamente denominados reservatórios e áreas reflorestadas pelo homem). Áreas úmidas construídas se tornaram populares no tratamento de águas de enxurradas, de resíduos de mineração (a drenagem ácida de minas) e de esgotos domésticos ou industriais. As terras agrícolas são mais um exemplo de ecossistema artificial. Os critérios explicados são verificados em todos os ecossistemas, sejam naturais ou artificiais, grandes ou pequenos, duradouros ou temporários.

5-2 A INFLUÊNCIA EXERCIDA PELO HOMEM

Como cientistas e engenheiros ambientais, temos a responsabilidade de proteger os ecossistemas e a vida que neles existe. Embora os ecossistemas passem por mudanças naturais, a atividade humana tem o poder de acelerar tais alterações, em diversas ordens de magnitude (em termos de tempo).

Muitas atividades que nos parecem seguras ou até benéficas na verdade são capazes de engendrar o caos no meio ambiente. Por exemplo, ainda que produzam alimentos a custos reduzidos e assim permitir que milhões de pessoas tenham o que comer, as práticas agrícolas em larga escala, acarretam a entrada de pesticidas e de fertilizantes, além da emissão de dióxido de

*Uma floresta tropical é um exemplo de **bioma**, conjunto de comunidades complexas de plantas e animais em uma região com um tipo de clima. Os biomas incluem os desertos, as tundras, as caatingas, os cerrados e as florestas temperadas.

A soma de todas as regiões da Terra capazes de suportar ecossistemas é chamada de **biosfera, a qual é formada pela atmosfera, a hidrosfera (a água) e a litosfera (o solo, as rochas e os minerais que compõem a porção sólida do planeta).

***Uma **população** é definida como um grupo de organismos de uma espécie que coabitam um local.

carbono e outros gases estufa no ambiente. A energia hidroelétrica é considerada uma modalidade energética limpa e renovável. Porém, a construção de uma barragem traz consequências negativas para a bacia hidrográfica, ao alterar o fluxo de matéria, reduzir de forma drástica os cardumes e causar a erosão do solo e da vegetação durante as cheias.

As alterações causadas pelo homem nos ecossistemas também se manifestam na extinção de espécies. A perda de habitat ameaça a existência de diversas espécies de vida. Por exemplo, a destruição da floresta tropical úmida no México representa um risco para a borboleta-monarca. Se o desmatamento chegar ao ponto de acabar com os sítios de reprodução da espécie, é possível que o resultado seja a **extinção em nível global** da borboleta-monarca — a perda completa e permanente da espécie em todo o planeta. Entretanto, o desaparecimento localizado da asclépias comum priva a borboleta-monarca de seu ambiente de reprodução, resultando em **extinção em nível local**.

A destruição de um ecossistema não é a única maneira em que os seres humanos afetam as populações animais. Como vimos, a emissão de compostos químicos tóxicos também representa uma ameaça para a vida selvagem. Estas substâncias incluem os compostos orgânicos sintéticos, como o DDT (ver o Estudo de Caso), os derivados de petróleo e os metais pesados. A chuva ácida, consequência das emissões de gases poluentes por termelétricas, carros e atividades industriais, tem efeito marcante nos ecossistemas. Os sinais dessa interferência são evidentes nos corpos hídricos no nordeste dos EUA e no norte da Europa, onde, em 1997, centenas de lagos já não tinham peixes (Moyle, 1997). Além de rios e lagos, a chuva ácida afeta milhões de hectares de floresta em todo o mundo. Todavia, as pesquisas científicas no tema melhoraram a compreensão da relação entre a chuva ácida e as emissões de dióxido de enxofre e de dióxido de nitrogênio. Os resultados desses esforços abriram caminho para a adoção de legislações mais restritivas sobre emissões de termelétricas. Com isso, a acidez da chuva que hoje cai no nordeste dos EUA é cerca de 50% menor do que era no começo da década de 1980, e os ecossistemas fragilizados já dão sinais de recuperação (Willyard, 2010). As atividades agrícolas no vale de San Joaquin, na Califórnia, mobilizaram o selênio do solo local, levando o elemento a se concentrar no reservatório de Kesterson. As concentrações do metal são tão altas, que as populações de diversas espécies de aves aquáticas, inclusive o maçaricão, estão seriamente ameaçadas (Moyle, 1997).

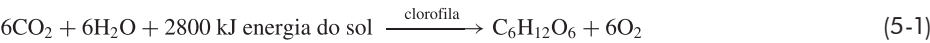
A terceira modalidade de ameaça às espécies em um ecossistema é a introdução de espécies **exóticas**. A introdução do coelho na ilha de Norfolk, do mexilhão-zebra nos Grandes Lagos ou do fungo asiático causador da grafiose na costa leste dos EUA teve impactos expressivos nos ecossistemas locais. Com o início da criação de coelhos na Ilha de Norfolk em 1830, 13 espécies de plantas vasculares estavam extintas em 1967 (Western e Pearl, 1989). Os cientistas acreditam que o mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*) foi introduzido nos Grandes Lagos transportado na água de lastro de navios mercantes que haviam atracado em um porto no leste europeu, onde a espécie é comum (Glassner-Schwayder, 2000). Hoje, a espécie é encontrada nas águas costeiras de 25 estados estado-unidenses e nas províncias de Ontário e Quebec no Canadá. Ela é considerada responsável pela redução de aproximadamente 80% da massa do fitoplâncton no lago Erie. Como a espécie tem uma capacidade notável de filtração, a presença dela aumenta a transparência da água, permitindo que a luz do sol alcance as zonas mais profundas e aumentando a densidade de plantas aquáticas fixas, de algas bentônicas e de algumas espécies de artrópodos bentônicos (Glassner-Schwayder, 2000). Além destes problemas, foi constatado que o mexilhão quase levou à extinção muitos tipos de moluscos náides no lago St. Clair e na bacia ocidental do lago Erie (Glassner-Schwayder, 2000). Ele se fixa aos moluscos nativos, matando-os. De modo análogo, um dos invasores mais recentes dos Grandes Lagos é o *Hemimysis anomala*, espécie de camarão nativo do Mar Cáspio. O lago Muskegon, que deságua no lago Michigan, foi o primeiro local em que os biólogos detectaram a presença da espécie na América do Norte, em 2006. Dois anos após a descoberta, o camarão do Mar Cáspio era encontrado nos principais corpos hídricos do sistema Grandes Lagos-St. Lawrence, exceto no lago Superior (Kestrup e Ricciardi, 2008). O impacto deste organismo na região ainda não é totalmente conhecido, mas, como ele se alimenta de pequenas plantas e animais, a sua introdução guarda significativas mudanças para o futuro (U.S. EPA, 2006; Associated Press, 2007). Ricciardi (2012) sugere que a predação de *H. anomala* poderia promover a biomagnificação de contaminantes em peixes.

O último mecanismo capaz de levar à extinção de espécies é a caça, tanto legal como ilegal. O peixe-boi dos Everglades, imensa área úmida na Flórida (EUA) está ameaçado pela pesca predatória, embora as hélices de motores de barcos, a perda de habitat e o vandalismo também contribuam com a redução das populações da espécie. Já o rinoceronte está ameaçado pela caça ilegal, sobretudo pela remoção de seus chifres.

5-3 A TRANSFERÊNCIA DE MASSA E DE ENERGIA NOS ECOSISTEMAS

Uma fonte de energia externa é condição essencial para a existência de um ecossistema. O sol é a principal fonte desta energia, já que todas as formas de vida dependem, de uma forma ou de outra, das plantas que utilizam a luz solar para realizar a fotossíntese. Os organismos que usam a radiação solar como fonte de energia são chamados genericamente de **produtores primários**. As fontes de carbono que utilizam são o dióxido de carbono (CO₂) ou o bicarbonato (HCO₃⁻). Por essa razão, são chamados de **autotróficos**. Já as formas de vida que retiram de fontes inorgânicas o carbono que consomem são chamadas de **fotoautotróficos**. O termo *trófico* descreve o nível de um organismo na escala de obtenção de nutrientes. Os níveis tróficos estão resumidos na Tabela 5-1.

O processo pelo qual alguns organismos convertem a energia da luz solar (as plantas que contêm clorofila) em energia química (na forma de açúcares) é chamado de **fotossíntese**. Ele pode ser representado pela equação simplificada:



A glicose (C₆H₁₂O₆) é um açúcar simples. A taxa de consumo de dióxido de carbono e, portanto, de produção de glicose depende da luz do sol e da taxa de crescimento dos organismos fotoautotróficos, além de variáveis ambientais como a temperatura e o pH. A velocidade de produção de células e de compostos como glicose pelos produtores primários é chamada de **produtividade primária líquida** (PPL). Ambientes como pântanos e florestas tropicais, por exemplo, têm valores elevados de PPL, ao contrário de desertos e tundras. A velocidade de produção pode ser limitada por fatores como a luz solar (e variáveis desta, como a estação do ano, a radiação incidente e o alcance da penetração da luz nas águas), a temperatura, a água e a disponibilidade de nutrientes.

As plantas realizam a fotossíntese, durante o dia, e respiram de forma continuada, dia e noite, quando liberam dióxido de carbono, como fazem os animais. Em linguagem simples, a **respiração aeróbia** é a quebra de compostos químicos como açúcares e amidos pelo oxigênio molecular e a consequente produção de dióxido de carbono no estado gasoso.

Alguns organismos são capazes de obter energia por meio da fotossíntese, mas não conseguem reduzir o dióxido de carbono. Eles retiram carbono de compostos de carbono já reduzido, produzidos por outros seres. São denominados organismos **foto-heterotróficos**, em referência ao fato de retirarem, de compostos orgânicos pré-existent, o carbono necessário para a síntese celular. Este grupo inclui as bactérias púrpuras não sulfurosas, as bactérias verdes não sulfurosas, algumas crisófitas (como as dos gêneros *Chromulina*, *Chrysochromulina*, *Diobryon* e

TABELA 5-1 Os termos característicos usados para descrever organismos com base nas fontes de energia e de carbono que utilizam

Tipo	Fonte de energia	Doador de elétrons ^a	Fonte de carbono
Fototróficos	Luz		
Quimiotróficos	Compostos orgânicos ou inorgânicos		
Litotróficos (subgrupo dos quimiotróficos)		Compostos inorgânicos reduzidos	
Organotróficos (subgrupo dos quimiotróficos)		Compostos orgânicos	
Autotróficos			Compostos inorgânicos (CO ₂ , por exemplo)
Heterotróficos			Carbono orgânico

^aOs doadores de elétrons (agentes redutores) são a fonte de elétrons oriundos de ligações de carbono reduzido (por exemplo, as ligações C–H). A quebra destas ligações pode estar direta ou indiretamente associada à produção de trifosfato de adenosina (ATP) no interior da célula.

Ochromonas), algumas euglenófitas (como a espécie *Euglena gracilis*), as representantes do grupo Cryptophyta, algumas algas pirrófitas (dinoflagelados) e espécies dos gêneros *Gymnodinium* e *Gonyaulax*.

Os organismos fotoheterotróficos retiram energia da luz, e obtêm o carbono de fontes orgânicas ou inorgânicas. Já os seres **quimiotróficos** obtêm energia de fontes de carbono orgânico ou inorgânico, não da luz. Estes organismos podem ser autotróficos, isto é, desenvolver massa celular a partir de carbono orgânico ou inorgânico, ou heterotróficos, quando usam formas orgânicas de carbono para sintetizar novas células e compostos. Os quimiotróficos também são classificados em litotróficos (organismos que obtêm energia da quebra de ligações químicas inorgânicas) e organotróficos (que obtêm energia rompendo ligações orgânicas).

Os organismos quimiotróficos que são autotróficos retiram energia de compostos orgânicos ou inorgânicos e utilizam compostos inorgânicos de carbono como fonte do elemento (de ligações envolvendo carbono reduzido). Todos os seres **quimioautotróficos** são procariotos, entre os quais encontram-se as arqueas e as bactérias, entre as quais estão as bactérias nitrificantes, como a *Nitrosomonas europaea*. Este grupo também está representado por bactérias que se desenvolvem em ambientes com temperaturas altas, como as fontes hidrotermais no fundo dos oceanos. Os quimioautotróficos utilizam compostos inorgânicos como o H_2S , o HS^- , o S^{2-} , o SO_3^{2-} , o sulfeto de ferro, o Fe^{2+} , a NH_3 , o NO_2^- , o gás hidrogênio, o monóxido de carbono e nitritos como receptores de elétrons. O estado redox de um sistema governa as suas propriedades e a predominância de espécies que nele vivem. A química da oxidação-redução foi discutida no Capítulo 2.

Os organismos **quimioheterotróficos** utilizam substâncias orgânicas ou inorgânicas como fonte de energia. No entanto, as substâncias orgânicas que empregam para extrair carbono e utilizá-lo na síntese celular foram formadas previamente.

Os seres quimioheterotróficos incluem as espécies animais, os protozoários, os fungos e as bactérias. A vasta maioria dos patógenos unicelulares também pertence a este grupo.

À medida que subimos pelos níveis tróficos (Figura 5-1), a partir dos **produtores primários**, encontramos os organismos chamados de **consumidores primários**. Estes organismos quimioheterotróficos incluem os herbívoros. Embora os quimioautotróficos obtenham energia de compostos produzidos por outros organismos, na maioria das vezes estes não são consumidos por ingestão. Ao contrário, os compostos utilizados foram excretados pelo organismo produtor ou resultaram da decomposição deste. Os seres quimioautotróficos são chamados de **decompositores** (já que são uma modalidade especial de consumidores). Os **consumidores secundários**, que também são quimioheterotróficos, incluem os animais carnívoros. Se considerarmos um ecossistema composto por um lago, os castores, os ratos almiscarados, os patos, os caramujos e o *Corixa* (uma espécie de inseto da ordem Hemiptera) são os consumidores primários. Entre os consumidores secundários presentes estão as demais espécies de insetos, as sanguessugas, as lontras, as martas e as garças. Juntos, estes organismos formam a **teia trófica**, isto é, o circuito de relacionamentos complexos entre os organismos que vivem em um ecossistema (Figura 5-2).

Outro termo usado com frequência é a pirâmide alimentar, ou pirâmide de biomassa, a qual ilustra os relacionamentos quantitativos do fluxo de energia com gráficos da biomassa (todos os organismos) e o nível trófico. À medida que subimos pela teia trófica, observamos a redução da quantidade de biomassa (Figura 5-3). Consideremos um ecossistema formado por uma campina, onde a maior parte da biomassa está na forma vegetal. A porcentagem de consumidores primários (em peso da biomassa) é comparativamente muito baixa. Já a biomassa gerada por consumidores secundários é ainda menor. A razão para estas proporções tão desiguais na composição da biomassa é que a maior parte dos alimentos consumidos por um organismo em nível trófico mais elevado é perdida como alimento não digerido ou queimada pelo metabolismo, no intuito de produzir calor. Uma parcela muito pequena desta biomassa é convertida em tecidos corporais que possam servir de alimento para os seres em posições superiores na teia trófica.

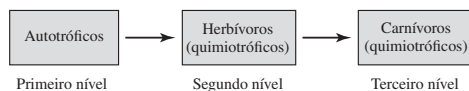


FIGURA 5-1 Os níveis tróficos (níveis de nutrição).

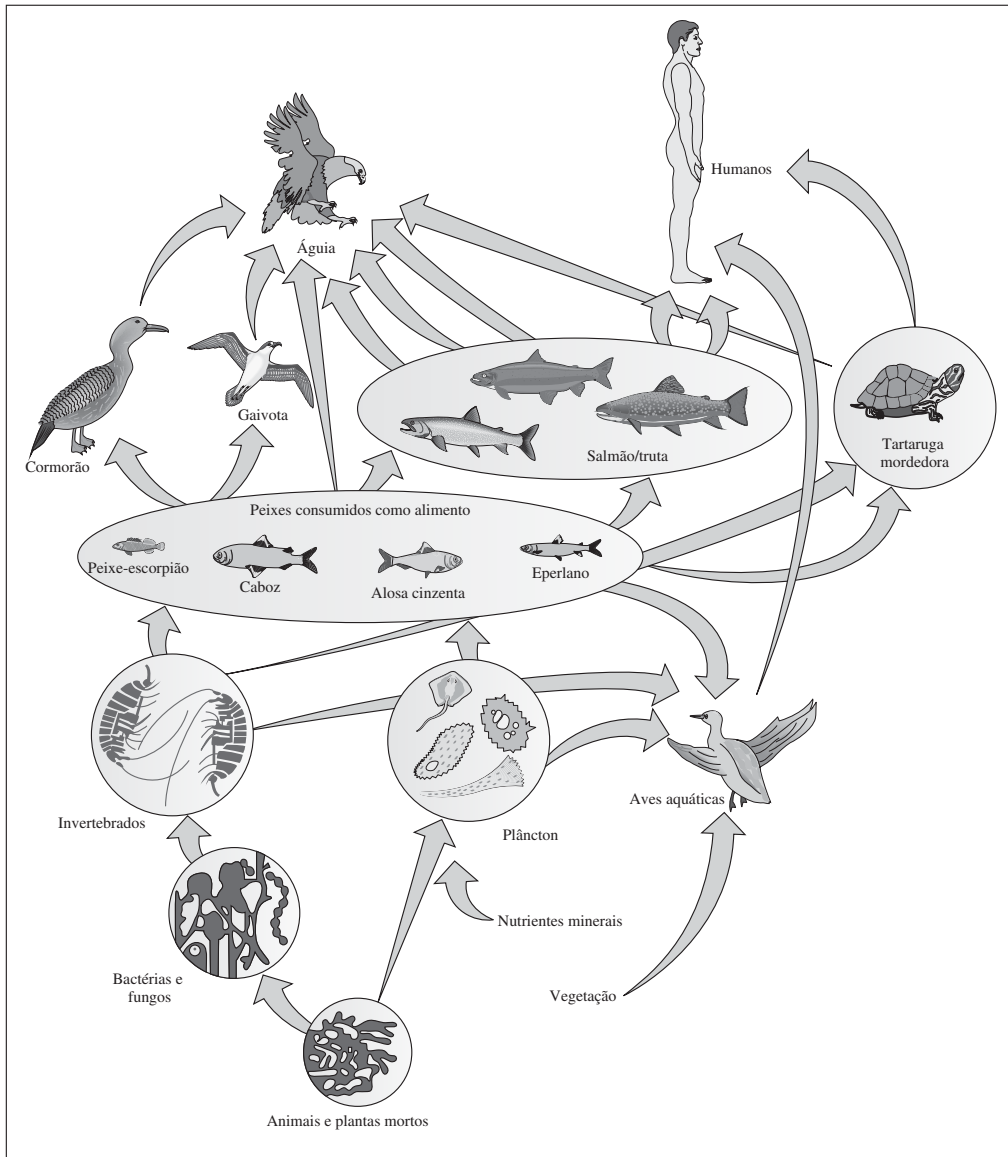


FIGURA 5-2 Representação simplificada de uma teia trófica, mostrando os principais fluxos energéticos. O percurso dos alimentos (isto é, as fontes de energia) é indicado pelas setas. A energia fundamental é a luz do sol. As imagens não estão em escala.

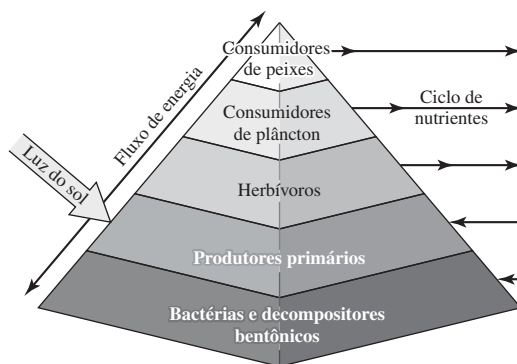


FIGURA 5-3 Representação simplificada das relações entre os organismos em um ecossistema, chamada de pirâmide de biomassa, ou pirâmide ecológica. Este diagrama mostra o fluxo de massa e o fluxo de energia.

EXEMPLO 5-1

Um cervo consome 25 kg de matéria vegetal ao dia. O alimento contém cerca de 20% de matéria seca (MS) e teor energético de 10 MJ/kg de MS. Do aporte diário consumido, 25% é excretado como material não digerido. Dos 75% que são digeridos, 80% é perdido na forma de metabólitos e calor. O restante, 20%, é convertido em tecido corporal.

Quanto megajoules são convertidos em tecido corporal a cada dia? Calcule a porcentagem da energia consumida que é transformada em tecido.

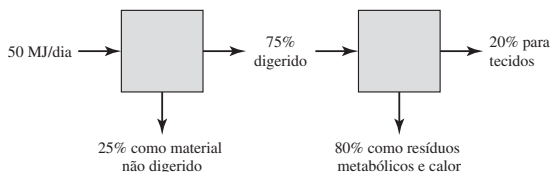
Solução O teor de MS no material vegetal é calculado utilizando-se a expressão:

$$(25 \text{ kg de matéria vegetal diários}) \times (0,20 \text{ kg de MS (kg de material)}^{-1}) = 5,0 \text{ kg MS} \cdot \text{dia}^{-1}$$

O teor energético é calculado como:

$$(10 \text{ MJ} \cdot (\text{kg MS})^{-1})(5,0 \text{ kg MS dia}^{-1}) = 50 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A próxima etapa consiste em esquematizar o balanço de energia:



A quantidade de energia digerida é:

$$(0,75) \times 50 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1} = 37,5 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A quantidade desta energia que é convertida em tecidos é:

$$(0,2) \times 37,5 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1} = 7,5 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A porcentagem de energia “consumida” utilizada para produzir tecidos corporais é:

$$\left(\frac{7,5 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1}}{50 \text{ MJ} \cdot \text{dia}^{-1}} \right) \times 100 = 15\%$$

Logo, a “ineficiência” na conversão de energia se reflete na hipótese de que apenas cerca de 10% da energia consumida como material vegetal por um organismo é convertida em tecido animal (no Exemplo 5-1, o valor era 15%). Por essa razão, se considerarmos o exemplo do balanço de massa para a truta (ver a Figura 5-2), poderemos determinar a porcentagem aproximada da energia utilizada na produção de tecido animal pelo peixe.

EXEMPLO 5-2

Para cada megajoule de energia utilizada pelo fitoplâncton no lago Michigan (ver a Figura 5-2), quantos joules de energia são utilizados na produção de tecido celular pela truta? E se os tecidos forem humanos? Utilize o seguinte fluxo na teia trófica:

Fitoplâncton → Zooplâncton → Alosa cinzenta → Truta → Homem

Solução Se considerarmos a regra prática de que apenas 10% da energia consumida é convertida em biomassa:

Fitoplâncton	→	Zooplâncton	→	Alosa cinzenta	→	Truta	→	Homem
1 MJ		0,1 MJ		0,01 MJ		1000 J		100 J

Já discutimos a classificação dos organismos em termos de nível trófico. Contudo, o tipo de respiração das formas de vida em um ecossistema é um fator muito importante no estudo deste ambiente. Em linhas gerais, a respiração pode ser aeróbia, anaeróbia ou anóxica. Os organismos que adotam a respiração **aeróbia** vivem em ambientes ricos em oxigênio, o qual utilizam como receptor terminal de elétrons.* Os seres aeróbios obrigatórios sobrevivem apenas na presença de oxigênio. Uma enorme variedade de organismos realiza a respiração aeróbia obrigatória, desde os seres humanos, até bactérias como *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Thiobacillus ferrooxidans*, por exemplo. Os principais produtos da respiração aeróbia são o dióxido de carbono, a água e a geração tecidos celulares novos.

A **respiração anaeróbia** ocorre somente na ausência de oxigênio e nitrato. Os ambientes denominados **anóxicos** são caracterizados por concentrações (pressões parciais) baixas de oxigênio. O nitrato frequentemente é o receptor terminal de elétrons nesses meios. Os produtos da desnitrificação são o nitrogênio, o dióxido de carbono, a água e células novas. Entre organismos anaeróbios obrigatórios estão *Clostridium* sp. e *Bacteroides* sp. O dióxido de carbono, os sulfatos e os compostos orgânicos passíveis de serem reduzidos atuam como receptores terminais de elétrons. A redução do sulfato produz sulfeto de hidrogênio, mercaptanos, amônia e metano. O dióxido de carbono e a água são os principais subprodutos. A bactéria *Desulfovibrio desulfuricans* é um exemplo de organismo redutor de enxofre.

Os organismos anaeróbios facultativos merecem destaque, por terem a capacidade de utilizar o oxigênio como receptor terminal de elétrons e, em certas condições, desenvolverem-se na ausência deste elemento. Em meios anóxicos, um grupo de anaeróbios facultativos chamados de organismos desnitrificantes utiliza nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-) como receptores terminais de elétrons. O nitrogênio no nitrato é convertido em gás nitrogênio na ausência de oxigênio. Este processo é chamado de **desnitrificação anóxica**.

A bioacumulação

Já discutimos a teia trófica e a pirâmide ecológica. Porém, a bioacumulação tem sérias implicações para o transporte de compostos químicos no ambiente. Os compostos hidrofóbicos (que repelem a água) tendem a ser lipofílicos, isto é, apresentar afinidade pelas gorduras. Por essa razão, estes compostos tendem a se **ligar** ao tecido adiposo animal. Este processo resulta na **bioacumulação**. Em linhas gerais, a bioacumulação representa o aporte total de compostos químicos contidos nos alimentos consumidos por um organismo (benton, peixes, sedimentos ingeridos, dentre outros) ou obtidos via transporte de substâncias através das guelras e do epité-

*Na oxidação de um doador de elétrons, o receptor (o agente oxidante) é reduzido, isto é, recebe elétrons.

lio (Schnoor, 1996). Na bioacumulação, a concentração de um composto aumenta no interior do organismo, em relação à concentração presente no ambiente. Para que isto ocorra, o composto precisa ser retido no tecido vivo a uma taxa maior daquela em que é metabolizado ou excretado. Por exemplo, quando um crustáceo ou outro organismo absorve DDT ou PCB presente no sedimento no fundo de um lago, estes compostos tendem a permanecer nos tecidos adiposos do animal. Se retirássemos um crustáceo de um ambiente limpo e o colocássemos em um lago contaminado, perceberíamos um aumento na concentração de DDT no tecido do animal, aumento este proporcional ao tempo em que o espécime é mantido no lago poluído. O problema da bioacumulação é agravado quando o crustáceo é consumido por um peixe, já que neste processo são ingeridos também o DDT ou PCB bioacumulados. O processo prossegue, com os peixes alimentando-se uns dos outros, em ordem crescente de tamanho. O resultado é que o composto tende a se biomagnificar, à medida que avançamos pela teia trófica.

A **biomagnificação** é o processo que resulta da acumulação de um composto em um predador, localizado portanto em um nível superior, composto este que é encontrado nos alimentos (presas) consumidos por este. Em linguagem simples, a concentração da substância aumenta à medida que avançamos pela teia trófica. Por exemplo, as algas são consumidas por espécies de *Daphnia*, um gênero de pulgas d'água, as quais por sua vez servem de alimento para a alosa cinzenta, que é ingerida pela truta, que finalmente é consumida pela lampreia ou mesmo pescada por uma pessoa. Se cada etapa resulta na bioacumulação de uma substância, o animal no topo da cadeia acumulará uma concentração muito maior dela, em comparação com a concentração presente nos organismos nas posições inferiores da cadeia, caracterizando-se então a biomagnificação.

A biomagnificação foi explicada em um estudo sobre o DDT. Os resultados mostraram que, quando os níveis de DDT no solo eram 10 ppm, a concentração do pesticida atingia 141 ppm nas minhocas e 444 ppm nos cérebros de tordos (Hunt, 1965). Outro estudo (Figura 5-4) revelou a biomagnificação de PCB na teia trófica dos Grandes Lagos (América do Norte). Por conta do fenômeno, a concentração de um composto químico em um animal no topo da teia trófica pode ser alta o bastante para causar a morte ou efeitos adversos de ordem comportamental e reprodutiva, além de diminuir a resistência do animal a doenças. Dito de outro modo, a biomagnificação coloca a espécie em risco, mesmo quando os níveis de contaminação no ar, na água ou no solo são baixos. Afortunadamente, a bioacumulação nem sempre acarreta a biomagnificação.

Outro termo frequentemente empregado (e mal interpretado) é **bioconcentração** – definida como a ingestão de compostos químicos presentes na fase dissolvida. Neste processo, a concentração de uma substância em um organismo é maior do que a concentração dele no ar ou na água

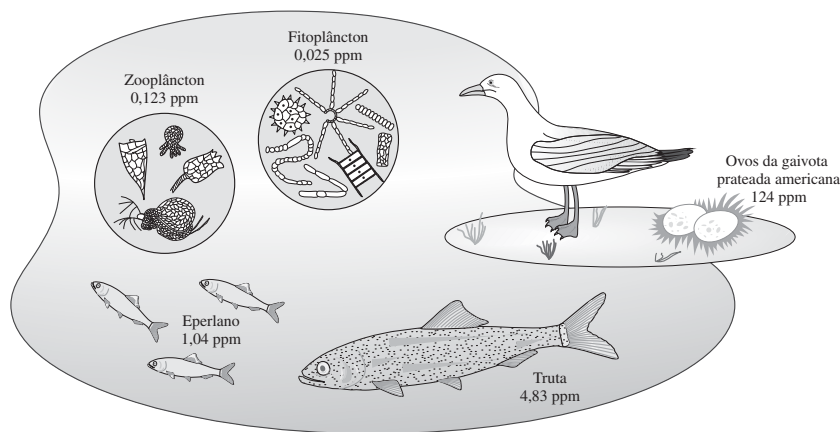


FIGURA 5-4 A magnificação de compostos químicos persistentes, como PCB. O diagrama mostra o grau de concentração em cada nível da teia trófica aquática dos Grandes Lagos para PCB (em partes por milhão, ppm). Os níveis mais altos são observados em aves que se alimentam de peixes, como a gaivota prateada americana.

em que ele vive. Embora o processo ocorra tanto com compostos naturais como sintéticos, na maioria das vezes o termo **bioconcentração** é empregado em referência a compostos estranhos ao organismo. Nos peixes e em outros animais aquáticos, a bioconcentração decorrente da absorção pelas guelras (ou pela pele) é o processo mais importante de bioacumulação.

Os fatores relativos à bioconcentração, como a relação da concentração do composto químico no organismo para a concentração na água, são utilizados para medir a tendência de a substância acumular nos tecidos adiposos e para relacionar as concentrações do poluente na coluna da água à concentração encontrada nos peixes. A equação usada é:

$$\text{Concentração em peixes} = \text{concentração na água} \times \text{fator de bioconcentração} \quad (5-2)$$

Estes fatores são importantes na avaliação do risco em previsões sobre o efeito de um composto químico na espécie estudada.

EXEMPLO 5-3

A concentração do pesticida DDT era $5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ na água de um lago. O fator de bioconcentração do DDT é $54.000 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ (U.S. EPA, 1986). Qual é a concentração esperada do DDT nos peixes que vivem no lago?

Solução A concentração nos peixes = $(5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})(54.000 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}) = 270.000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ou $270 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

5-4 OS CICLOS DE NUTRIENTES

O Capítulo 4 abordou os balanços de massa e de energia. Embora complexos, estes balanços têm validade muito abrangente no estudo dos ecossistemas. Os elementos básicos que compõem os organismos são o carbono, o nitrogênio, o fósforo, o enxofre, o oxigênio e o hidrogênio. Os quatro primeiros elementos são mais limitantes em termos de massa e mais fáceis de serem medidos do que o oxigênio e o hidrogênio. Além disso, estes elementos químicos se conservam, sendo reciclados indefinidamente na natureza. Este comportamento incentivou o estudo dos ciclos do carbono, do nitrogênio, do fósforo e do enxofre.

O ciclo do carbono

Embora o carbono seja o 14º elemento em termos de abundância (em peso) na Terra, ele é, de longe, um dos mais importantes. O carbono é a base de todas as substâncias orgânicas e, portanto, da vida. É encontrado em todos os seres vivos, na atmosfera (sobretudo na forma de dióxido de carbono e bicarbonato), no húmus do solo, nos combustíveis fósseis, nas rochas e nos solos (onde ocorre sobretudo na forma de minerais carbonatados no calcário, na dolomita ou em xistos). No passado acreditava-se que as maiores fontes de carbono eram terrestres (as plantas e formações rochosas, por exemplo). Todavia, hoje os oceanos são considerados os maiores reservatórios do elemento. Como mostra a Figura 5-5, cerca de 85% de todo o carbono no planeta está nos oceanos.

A fotossíntese é o principal condutor do ciclo do carbono, mostrado na Figura 5-6. As plantas absorvem o dióxido de carbono e o convertem em matéria orgânica. Até os compostos orgânicos presentes nos combustíveis fósseis têm suas origens neste processo. O CO_2 “ligado”, ou armazenado nestes combustíveis é liberado pela combustão. O ciclo do carbono também envolve a emissão de dióxido de carbono em uma variedade de processos, como a respiração animal, os incêndios, a difusão oceânica, o intemperismo das rochas e a precipitação de minerais carbonatos.

Os oceanos são os principais sumidouros de carbono. Parcelas expressivas são encontradas na forma de dióxido de carbono gasoso dissolvido e de íons bicarbonato. A produtividade primária é responsável pela assimilação de carbono inorgânico em formas orgânicas do elemento. Ela é limitada pelas concentrações de nitrogênio, de fósforo, de silício e de outros elementos-traço essenciais. Sabe-se que as concentrações de CO_2 variam com a profundidade. Por exemplo, em águas rasas, a fotossíntese é ativa e existe um consumo líquido de CO_2 . Já em águas profundas, o CO_2 é produzido pela respiração e pela decomposição dos organismos que vivem nesses ambien-

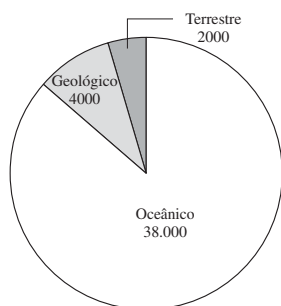


FIGURA 5-5
Os principais reservatórios de carbono (em bilhões de toneladas métricas).

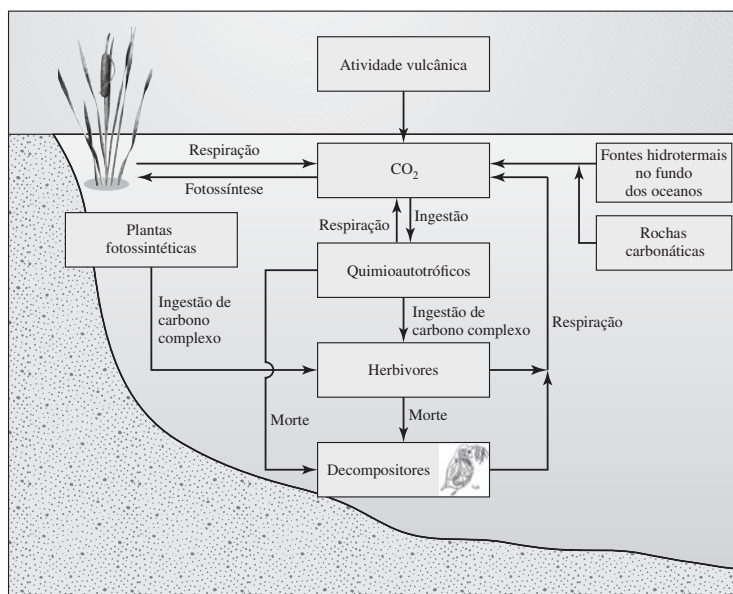


FIGURA 5-6 O ciclo do carbono no meio ambiente.

tes. Uma vez que a circulação oceânica procede muito lentamente no tempo, os mares absorvem CO_2 a uma velocidade muito menor do que aquela em que o gás acumula na atmosfera, sobretudo as parcelas geradas por fontes antropogênicas. Além disso, com o aumento da quantidade de CO_2 dissolvido nos oceanos, a capacidade química de absorvê-lo diminui. A taxa de absorção do CO_2 depende de dois ciclos principais: a bomba de solubilidade e a bomba biológica.

A bomba de solubilidade é o somatório das forças envolvidas na dissolução do CO_2 na água. As águas polares são mais frias na superfície do que no fundo. Sabe-se que o CO_2 se dissolve melhor em águas mais frias, as quais são mais densas do que as águas relativamente mais quentes, e tais massa d'água deslocam-se para baixo, arrastando consigo o CO_2 dissolvido. Uma vez que a circulação oceânica é lenta, uma parcela importante deste CO_2 é “perdida” para águas profundas, o que mantém baixos os níveis do gás nas águas superficiais e promove a dissolução do gás nestas, a partir da atmosfera.

Ao lado das bactérias, o fitoplâncton, o zooplâncton e seus predadores formam a bomba biológica. Estes organismos absorvem o carbono, ciclando a maior parte do elemento e dos nutrientes encontrados nas águas oceânicas de superfície. Contudo, ao morrerem estes organismos vão sedimentar-se em regiões mais profundas do oceano, levando consigo o CO_2 ligado. Além disso, neste processo de sedimentação, parte do CO_2 ligado avança para as profundezas oceânicas, arrastado na matéria fecal destes organismos. Uma parcela do composto também é arrastada a grandes profundidades pelas correntes marítimas. Logo, as regiões profundas dos oceanos são um sumidouro de CO_2 , e as quais liberam carbono sobretudo na ressurgência oceânica, na difusão através das termoclínas e na mistura promovida pelos ventos, que trazem as águas profundas para a superfície. A mistura destas águas devolve nutrientes e carbono para a superfície, fazendo com que o ciclo da fotossíntese e da respiração avance.

Os seres humanos afetam o ciclo do carbono, especialmente com a queima de combustíveis fósseis, a pecuária intensiva e as queimadas de florestas. Desde a Revolução Industrial (iniciada na década de 1850), a concentração do dióxido de carbono atmosférico vem aumentando, pas-

*Como veremos na Seção 5-6, uma termoclina é a camada de um corpo hídrico onde a temperatura cai rapidamente com a profundidade. As variações na temperatura em uma termoclina excedem o valor de $1^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1}$ de profundidade.

sando de 280 ppm, naquela época, para 383 ppm (em volume) em 2006 (National Oceanic and Atmospheric Administration, 2007). Apesar da controvérsia que envolve o tema, muitos cientistas acreditam que este aumento nos níveis de dióxido de carbono acarreta a elevação da temperatura do planeta. A expectativa destes cientistas é de que a temperatura continuará subindo, embora não haja consenso sobre a extensão deste aumento. O aquecimento global é tema do Capítulo 12.

O ciclo do nitrogênio

O nitrato (NO_3^-) é a forma do nitrogênio mais comumente observada em lagos. Ele é oriundo de fontes externas, como córregos ou águas subterrâneas. Quando é absorvido por algas e outros fitoplanctontes, o nitrogênio é reduzido quimicamente a compostos amina ($\text{NH}_2 - \text{R}$) e incorporado a substâncias orgânicas. Com a morte das algas, estas são decompostas e o nitrogênio orgânico que contém é liberado na água como amônia (NH_3). Em valores normais de pH, esta amônia ocorre como íon amônio (NH_4^+). A amônia liberada por compostos orgânicos, somada àquela de fontes como os despejos de resíduos industriais e o escoamento superficial em terras agrícolas (que arrasta fertilizantes e dejetos animais) é oxidada em nitrato (NO_3^-) por um grupo específico de bactérias desnitrificantes segundo um processo de duas etapas chamado de nitrificação.



A primeira reação é mediada pelas bactérias *Nitrosomonas* sp., a segunda pelas bactérias *Nitrobacter* sp.

A reação global é:



Como mostra a Figura 5-7, o nitrogênio é ciclado de nitrato em nitrogênio orgânico, em amônia e outra vez em nitrato, desde que a água esteja em condições aeróbias. Todavia, em condições anóxicas, como as observadas em sedimentos anaeróbios, por exemplo, nas quais a decomposição das algas reduz a disponibilidade de oxigênio, o nitrato é reduzido por bactérias a gás nitrogênio (N_2) e perdido para o sistema. Este processo é chamado de **desnitrificação**, caracterizada pela redução do tempo médio de residência do nitrogênio no lago. A desnitrificação também pode resultar na formação de N_2O (óxido nitroso). A reação de desnitrificação é:



Alguns microrganismos fotossintéticos também fixam o nitrogênio da atmosfera, convertendo-o em nitrogênio orgânico. Por essa razão, são chamados de microrganismos fixadores de nitrogênio. As cianobactérias encontradas em muitos lagos, também denominadas algas azuis, devido aos pigmentos que contêm, estão entre os microrganismos mais importantes desta classe. Por conta da capacidade de fixar o nitrogênio, as cianobactérias têm uma vantagem competitiva sobre as algas verdes, quando as concentrações de nitrato e de amônio são baixas mas outros nutrientes estão presentes em níveis suficientemente elevados. A fixação do nitrogênio também ocorre no solo. As plantas aquáticas do gênero *Azolla*, que atendem pelos nomes comuns musgo-da-água ou samambaia-da-água, são as únicas pteridófitas capazes de fixar o nitrogênio, o que ocorre mediante uma associação simbiótica com uma cianobactéria (*Anabaena azollae*). As representantes do gênero *Azolla* são encontradas em todo o mundo, e às vezes são empregadas como fonte importante de nitrogênio na agricultura. De modo análogo, os líquens das florestas do noroeste do Oceano Pacífico fixam o nitrogênio em simbiose com as cianobactérias *Nostoc*. Estes líquens são uma importante fonte de nitrogênio em florestas primárias.

A fixação do nitrogênio do solo também é realizada por quase todas as plantas leguminosas. O fenômeno ocorre nos nódulos radiculares que contêm bactérias (do gênero *Bradyrhizobium* na soja e de *Rhizobium* em outras leguminosas). A família das leguminosas (Fabaceae) inclui muitas espécies importantes na agricultura, como a ervilha, a alfafa, o trevo, o feijão comum, o amendoim e a lentilha. A reação da fixação do nitrogênio é:



onde P_i = fosfato inorgânico

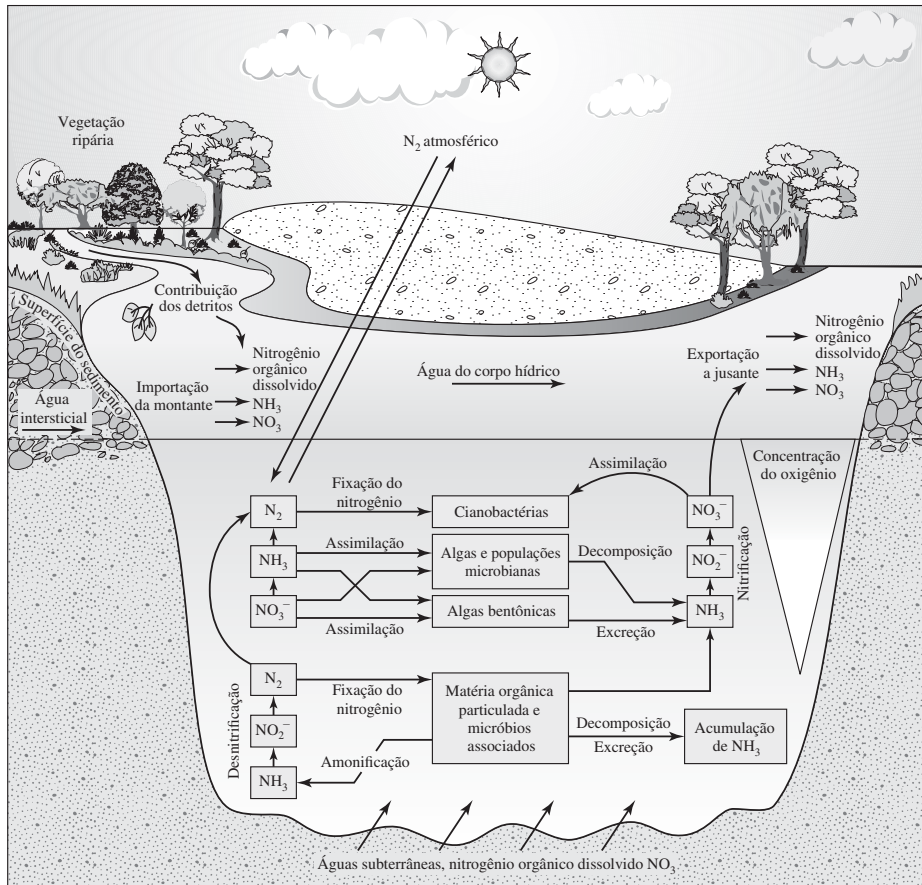


FIGURA 5-7 O ciclo do nitrogênio.

A influência humana no ciclo do nitrogênio ocorre por conta da produção e utilização de fertilizantes industriais, da queima de combustíveis fósseis e da agricultura intensiva baseada em espécies fixadoras do elemento. Logo, a liberação de nitrogênio biodisponível no solo e na matéria orgânica vem aumentando nas últimas décadas. A liberação de óxido nitroso nas atividades industriais e a queima de combustíveis fósseis também atingem níveis elevados. Os efeitos da liberação de nitrogênio são significativos, e incluem a chuva ácida, a acidificação de lagos, a corrosão de metais e a deterioração de alvenarias. As perturbações no ciclo do nitrogênio são discutidas mais à frente neste livro.

O ciclo do fósforo

Considerando-se águas não poluídas, a importação do fósforo se dá pela poeira atmosférica (lavada pela chuva) ou pelo intemperismo das rochas. No geral, as bacias hidrográficas apresentam normalmente baixos teores de fósforo, na forma de ortofosfatos inorgânicos dissolvidos e colóides orgânicos em suspensão. O elemento também se encontra adsorvido em partículas orgânicas e inorgânicas de sedimentos. Em águas poluídas, a principal origem do fósforo são as atividades humanas. As únicas formas importantes do elemento disponíveis para plantas e algas são as espécies de ortofosfato inorgânico reativo e solúvel (HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , dentre outras), as quais estão

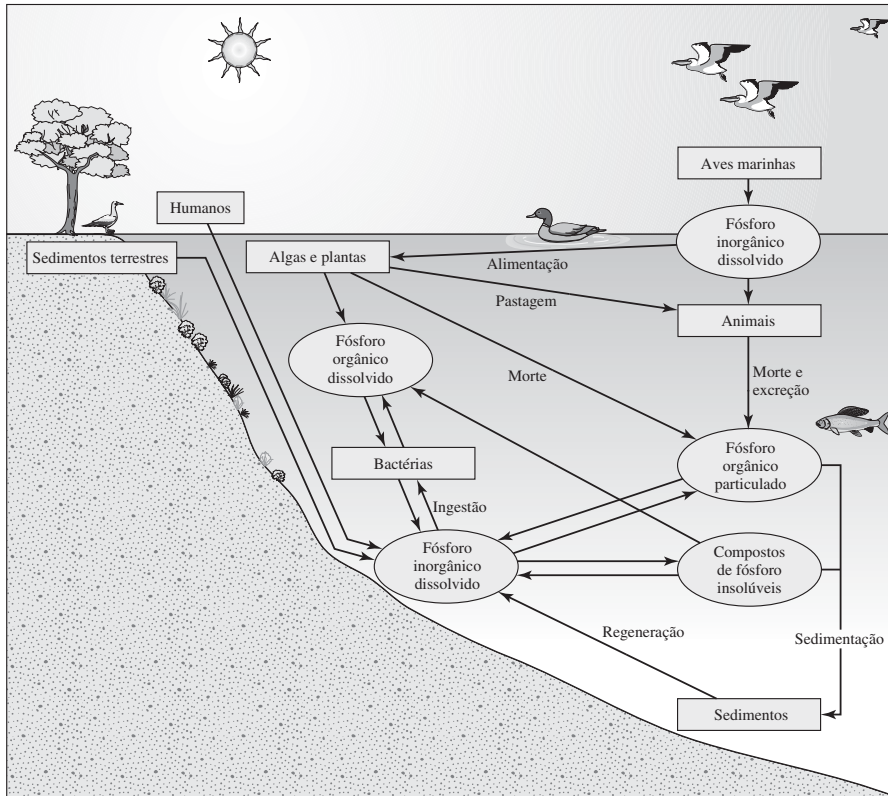


FIGURA 5-8 O ciclo do fósforo.

incorporadas em compostos orgânicos. Durante a decomposição das algas, o fósforo retorna à forma inorgânica. O elemento é prontamente liberado e utilizado pelas bactérias quando ocorre a morte de algas unicelulares, a ponto de apenas uma pequena fração deixar a zona superior de um lago estratificado (chamada de epilânio), quando estas se depositam nos sedimentos. Contudo, ainda que ocorra aos poucos, a transferência do fósforo para os sedimentos é um fenômeno comprovado. Nesses sedimentos, uma parte do fósforo se deposita na matéria orgânica não decomposta, a outra em precipitados de ferro, alumínio e cálcio, e uma outra também se liga a partículas de argila. Na maioria das vezes, a remoção do fósforo permanentemente das águas superficiais para os sedimentos depende das quantidades de ferro, de alumínio, de cálcio e de argila que entram no lago, junto com o elemento. O ciclo do fósforo é mostrado na Figura 5-8.

EXEMPLO 5-4

Um agricultor adota um período de rotatividade de 7 anos nas culturas de milho, soja e trigo, e de 4 anos na cultura da alfafa. Os testes iniciais feitos no solo de sua propriedade rural indicam que o nível de fósforo total no solo é 48 kg/hectare. O adubo é lançado na superfície do solo em meados de março. Dois dias depois, ele é misturado ao solo, utilizando-se implementos agrícolas adequados. Um terço do nitrogênio orgânico e 50% do nitrogênio oriundo do NH_4 estão disponíveis para a plantação de milho. Para obter o rendimento desejado na produção de milho, um agrônomo sugeriu a aplicação de 100 kg de nitrogênio por hectare.

A análise do adubo informou:

- N total = 12 g de N · (kg de adubo)⁻¹
- N orgânico = 6 g de N · (kg de adubo)⁻¹
- NH₄ = 6 g de N · (kg de adubo)⁻¹
- P₂O₅ total = 5 g de P · (kg de adubo)⁻¹
- K₂O total = 4 g de K · (kg de adubo)⁻¹

Calcule o nitrogênio disponível por quilograma de adubo e os quilogramas de adubo por hectare que precisam ser aplicados para atender à demanda do milho por nitrogênio.

Solução O problema envolve um balanço de massa. Os teores de nitrogênio orgânico e inorgânico (NH₄) disponíveis para a plantação de milho são 33% e 50%, respectivamente. Existem 6 g de nitrogênio orgânico e 6 g de nitrogênio inorgânico por quilograma de adubo. Portanto, o N disponível em gramas por quilograma de adubo pode ser calculado como:

$$\begin{aligned} \text{N orgânico} \times 0,33 + \text{NH}_4 \times 0,5 &= 6 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,33 + 6 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,5 \\ &= 5 \text{ g N} \cdot (\text{kg de adubo})^{-1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Quantidade a aplicar} &= \frac{\text{Demanda da plantação (em kg de N} \cdot \text{hectare}^{-1})}{\text{Nitrogênio disponível em g de N} \cdot (\text{kg de adubo})^{-1} \times (10^{-3} \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1})} \\ &= \left[\frac{100 \text{ kg N} \cdot \text{hectare}^{-1}}{(5 \times 10^{-3} \text{ kg N} \cdot (\text{kg de adubo})^{-1})} \right] \\ &= 20.000 \text{ kg de adubo por hectare} \end{aligned}$$

As principais atividades humanas que acarretam a liberação do fósforo são o despejo de esgotos municipais e a pecuária intensiva. Embora a aplicação de fertilizantes fosfatados também gere perturbações no ciclo do fósforo, estas mudanças são, de modo geral, mais localizadas do que as alterações em outros ciclos. O estudo do ciclo do fósforo é muito importante, porque elemento pode ter efeitos significativos nos ecossistemas de rios e lagos.

O ciclo do enxofre

Antes da Revolução Industrial, o efeito do enxofre nos sistemas ambientais era muito pequeno. Todavia, o crescimento da industrialização trouxe consigo o uso de compostos contendo enxofre, como os adubos, por exemplo. A intensificação das atividades industriais também elevou a liberação de dióxido de enxofre decorrente da queima de combustíveis fósseis e de operações metalúrgicas. Além disso, as operações de mineração produzem grandes quantidades de enxofre, contidas na drenagem ácida de minas. Assim como o íon nitrato, o enxofre tem carga negativa e não é adsorvido em partículas de argila. Logo, o excesso de chuvas e as águas de irrigação podem lixiviar os sulfatos dissolvidos no solo. No meio ambiente, o enxofre ocorre sobretudo como sulfetos (S²⁻), sulfatos (SO₄²⁻) e formas inorgânicas.

De modo análogo ao ciclo do nitrogênio, os microrganismos desempenham papel importante na ciclagem do enxofre. Muitas bactérias estão envolvidas na oxidação de minerais contendo pirita, a qual libera grandes quantidades de sulfato. Em ambientes anaeróbios, as bactérias do gênero *Desulfovibrio* cumprem seu papel de redutoras de sulfatos, reduzindo-os e liberando o sulfeto de hidrogênio. Em águas oceânicas, a produção biológica do dimetilsulfeto também pode ocorrer. O ciclo global do enxofre é mostrado na Figura 5-9.

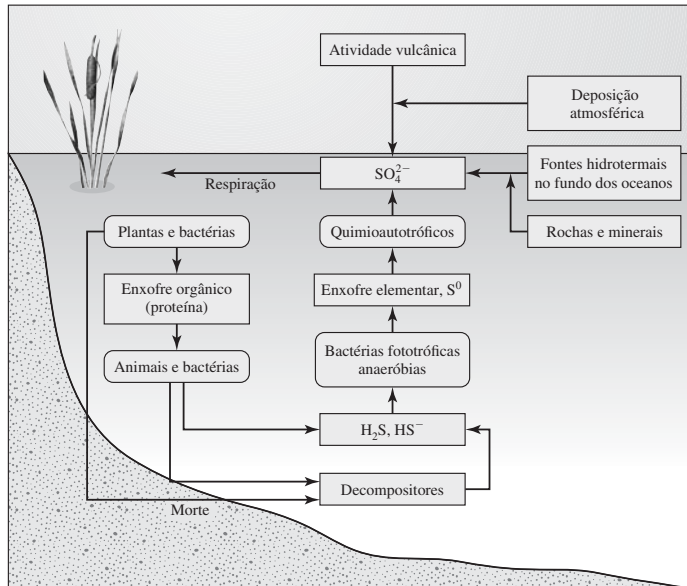


FIGURA 5-9 O ciclo do enxofre. A litosfera, ou crosta terrestre, é formada por rochas e minerais.

5-5 A DINÂMICA POPULACIONAL

A **dinâmica populacional** é o estudo das alterações e dos fatores que afetam a quantidade de indivíduos e a composição de populações em uma unidade ambiental. Essas populações podem ser de *Escherichia coli*, alces, lontras ou seres humanos. A área de estudo pode ser uma região de interesses biológico, geográfico, político, ou mesmo uma região afetada por atividades humanas. No estudo de uma população de lobos (que se deslocam em grupos de cinco ou seis indivíduos), a unidade biológica é a alcateia. Já uma cordilheira, um vale ou uma ilha podem, cada um, ser considerados uma unidade geográfica. No estudo da população de lobos na ilha Royale, no estado do Michigan (EUA), esta seria a unidade geográfica. Uma unidade política é um país, uma reserva de caça ou qualquer território no qual incidem deliberações do poder público. Por fim, uma área construída também pode ser considerada uma unidade ambiental, como um tanque de aeração em uma estação de tratamento de efluentes, por exemplo, cuja população inclui rotíferos e ciliados.

O estudo da dinâmica populacional é essencial para os cientistas e os engenheiros ambientais, pois ajuda a (1) entender como as perturbações ambientais afetam as populações, (2) estimar populações e determinar a demanda por recursos hídricos, (3) estimar as populações bacterianas em sistemas construídos e (4) utilizar as populações como indicadores da qualidade ambiental. Especialistas em recursos naturais e biólogos também recorrem à dinâmica populacional, sobretudo para (1) estimar o número de animais que podem ser extraídos, (2) antever quando uma espécie ou uma população está ameaçada ou em perigo de extinção e (3) entender como espécie e populações afetam uma à outra (seus modos de competição e predação, por exemplo). Logo, a compreensão da dinâmica populacional é imprescindível para entender a estrutura e a função de comunidades e ecossistemas.

Os fatores que alteram as populações podem ou não ter relação com o número de organismos na área de estudo.* Estes fatores são classificados como dependentes ou independentes da densidade populacional, a qual representa o número de organismos por unidade de área ou de

*Utilizaremos o termo *organismo* para descrever qualquer espécie biológica, desde as bactérias até os seres humanos.

volume. Com frequência avaliamos as populações de plantas e de animais com base no número de indivíduos por hectare ou quilômetro quadrado. Bactérias, vírus e alguns organismos aquáticos são contabilizados por unidade de volume. Como diz o nome, os fatores dependentes da densidade são funções desta propriedade. Em condições favoráveis, o número de indivíduos de determinada espécie cresce até que a densidade populacional atinja um valor limite no ambiente em estudo. Por exemplo, a densidade das bactérias no interior de um reator aumenta enquanto houver recursos disponíveis. Ao longo deste período de crescimento são geradas quantidades excessivas de resíduos, os quais são tóxicos quando presentes em concentrações elevadas. A queda na disponibilidade de nutrientes e de outros recursos, ao lado da produção desses resíduos, afeta a saúde dos indivíduos e aumenta a taxa de organismos mortos em um ecossistema (**mortalidade**), com redução na taxa de replicação ou reprodução. Nas populações humanas, quando a densidade populacional aumenta, sobe também o nível de desemprego, o que faz com que algumas pessoas deixem a área em questão, em busca de trabalho, ou seja nas populações humanas exemplos de aumento populacional podem ser resolvidos por fatores dependentes da densidade populacional. Os fatores independentes da densidade são aqueles que atuam em uma população, sem relação com o tamanho dela. Entre as causas de mortalidade independentes da densidade estão o clima, os acidentes e catástrofes ambientais (como vulcões, enchente, deslizamentos de terra e incêndios).

O crescimento das populações bacterianas

No Capítulo 3 vimos que as bactérias se reproduzem por fissão binária. Por essa razão, é possível utilizar a progressão geométrica para modelar o crescimento bacteriano em culturas puras. Os modelos empregados para o crescimento em culturas mistas são mais complicados, por conta das interações entre as muitas espécies envolvidas. A dinâmica das populações bacterianas tem papel importante no trabalho de cientistas e engenheiros ambientais, já que influencia o tratamento de águas residuárias e a qualidade da água tratada.

O crescimento de culturas puras. Para ilustrar o conceito de cultura pura, vamos examinar uma situação hipotética, na qual 1400 bactérias de uma espécie são introduzidas em um meio líquido sintético. Inicialmente, nada acontece. As bactérias precisam se ajustar ao seu novo ambiente, e começam a sintetizar um protoplasma novo. Nas curvas típicas de crescimento bacteriano (Figura 5-10), esta etapa é chamada de **fase de latência**.

O início da multiplicação bacteriana marca o final da fase de latência. Porém, o crescimento populacional é gradual, já que os organismos não se dividem ao mesmo tempo. Esta etapa é denominada **fase de crescimento acelerado** na curva.

Ao final desta etapa a população de organismos é grande o bastante e as diferenças nos tempos de duplicação são pequenas o suficiente para que a taxa de divisão das células atinja um patamar estável. A reprodução se dá por fissão binária (isto é, cada célula se divide e produz duas células novas) e, portanto, o aumento populacional segue uma progressão geométrica: $1 \rightarrow 2 \rightarrow 4 \rightarrow 8 \rightarrow 16 \rightarrow 32$ e assim por diante. A população de bactérias (P) da n -ésima geração é dada pela expressão:

$$P = P_0(2)^n \quad (5-8)$$

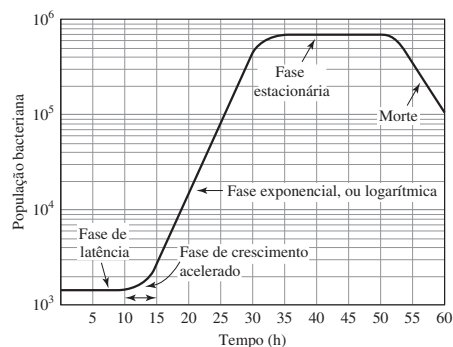


FIGURA 5-10

Crescimento bacteriano em cultura pura: a curva de crescimento logarítmico.

onde P_0 é a população inicial ao final da fase de crescimento acelerado e n é o número de gerações. Se aplicarmos o logaritmo nos dois lados da Equação 5-8, temos:

$$\log P = \log P_0 + n \log 2 \quad (5-9)$$

Isto significa que, se representarmos a população bacteriana em escala logarítmica, esta fase de crescimento seria uma reta com inclinação n . O ponto P_0 no t_0 indica a população ao final da fase de crescimento acelerado. Com isso, inicia-se a etapa chamada de **fase logarítmica**, ou **exponencial**, caracterizada pela ausência de limitações à replicação e ao crescimento celular.

Em condições laboratoriais ou industriais, a velocidade da fase do crescimento logarítmico diminui à medida que o substrato é consumido, que subprodutos tóxicos se acumulam, que surge alguma doença, ou que o espaço se torna limitante. Por essa razão, chega-se ao ponto em que a população atinge um valor constante, devido à conclusão da fissão ou ao equilíbrio alcançado entre as taxas de reprodução e de mortalidade. Este cenário caracteriza a **fase estacionária** do crescimento. Ela pode ser relativamente longa, como mostra a Figura 5-10, ou abrupta.

Após a fase estacionária, as bactérias começam a morrer com mais rapidez do que se reproduzem. É a **fase da morte**, causada por uma variedade de fatores que, na maioria das vezes, são consequência dos fatores que atuaram na fase estacionária. O ponto em que este declínio ocorre é chamado de **capacidade de suporte**.

EXEMPLO 5-5

Se a densidade inicial de uma comunidade bacteriana ao final da fase de crescimento acelerado é 10^4 células por litro, qual é o número de bactérias ao final de 25 gerações?

Solução Sabemos que $P_0 = 10^4$ organismos. É preciso determinar o número de bactérias após 25 gerações, $n = 25$. Portanto, calculamos a população após este tempo, P , utilizando a Equação 5-8.

$$\begin{aligned} P &= P_0(2)^n \\ &= 10^4(2)^{25} \\ &= 3,36 \times 10^{11} \quad \text{ou} \quad 3,4 \times 10^{11} \text{ células} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

O crescimento em culturas mistas. No tratamento de águas residuárias, assim como na natureza, não existe uma **cultura pura***. Ao contrário, uma mistura de espécies compete e sobrevive dentro dos limites definidos pelo ambiente.

Os fatores que governam a dinâmica das inúmeras populações bacterianas conhecidas são as limitações na disponibilidade de nutrientes e espaço, a competição, a predação por outros organismos e as condições físicas desfavoráveis. O relativo sucesso de duas espécies que competem pelo mesmo substrato é função da habilidade de cada uma no esforço de metabolizar o substrato. A espécie que tiver êxito será aquela que apresentar a maior eficiência na metabolização do substrato, retirando mais energia para a síntese celular e, como resultado, produzindo quantidades maiores de massa.

Devido ao seu tamanho comparativamente pequeno e, portanto, com maior área superficial (o que permite que a absorção do substrato seja mais rápida), a densidade das bactérias excede a dos fungos. Pela mesma razão, a densidade dos fungos é maior do que a dos protozoários, e a densidade das bactérias filamentosas ultrapassa a das bactérias esféricas (chamadas de *cocci*).

Quando a oferta do substrato orgânico solúvel termina, o sucesso reprodutivo da população bacteriana começa a cair e a população de predadores passa a aumentar. Consideremos um sistema fechado com um inóculo inicial preparado com determinado substrato e vários organismos.

*Cultura pura é aquela que é composta por uma espécie apenas.

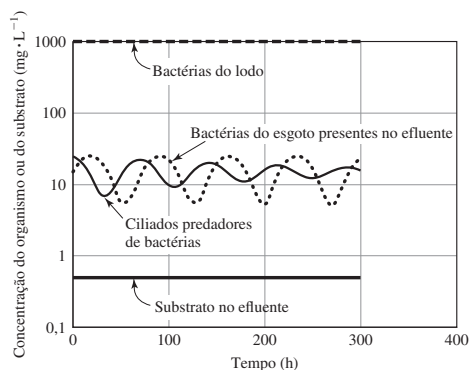


FIGURA 5-11 A dinâmica populacional em um sistema fechado.

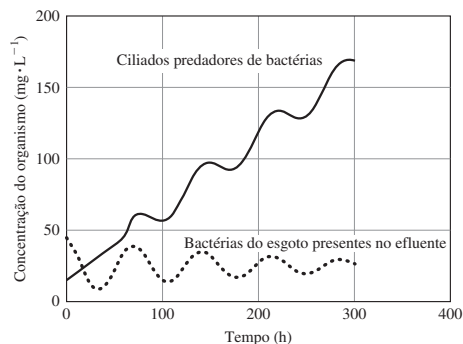


FIGURA 5-12 A dinâmica populacional em um sistema aberto.

As populações envolvidas estão sujeitas a um ciclo de crescimento e redução populacional, à medida que as bactérias cedem lugar a organismos em níveis tróficos superiores. Com o tempo, estes começam a morrer por conta da falta de nutrientes, sendo decompostos por um grupo diferente de bactérias (Figura 5-11). Em um sistema aberto, como um rio ou uma estação de tratamento de efluentes que receba um aporte constante de substrato, as populações predominantes variam ao longo da estação, ou do rio (Figura 5-12)*. Esta condição é conhecida como **equilíbrio dinâmico**. É um estado muito sensível, que exige ajustes precisos nas características do material de entrada para que o equilíbrio adequado entre diversas populações seja mantido.

A dinâmica populacional animal

Diversas variáveis influenciam as populações de determinadas espécies no ambiente natural. Entre elas estão alguns fatores dependentes da densidade populacional, como a disponibilidade de nutrientes, os sítios de alimentação e de reprodução, as concentrações de resíduos tóxicos, as doenças, os predadores e os parasitas. Entretanto, fatores ambientais como o clima, a temperatura, a frequência de enchentes, as secas, os quais não dependem da densidade populacional, também afetam a dinâmica populacional. Nesse sentido, a dinâmica populacional envolve cinco componentes básicos que podem causar alterações nas populações: o nascimento, a morte, a razão sexual, a estrutura etária e a dispersão.

As dinâmicas populacionais são claramente afetadas pela velocidade de reprodução de uma espécie animal. Diversos fatores influenciam a taxa de natalidade de uma população, como: (1) a disponibilidade de alimentos, (2) o atingimento da maturidade reprodutiva, (3) o intervalo entre gestações e (4) a média de filhotes por gestação. Por exemplo, a duplicação da taxa de natalidade aumenta a taxa de crescimento populacional em mais de duas vezes.

Como vimos, outros fatores também afetam a dinâmica populacional. A **morte**, ou **taxa de mortalidade**, é definida como o número de animais mortos por unidade de tempo dividido pelo número de animais vivos no começo deste período. A **razão sexual** afeta o funcionamento dos mecanismos de reprodução. É definida como a proporção do número de machos para o número de fêmeas em uma comunidade. A razão sexual varia com o perfil etário de uma população, mas, de modo geral, é 50:50 no nascimento. O sistema de reprodução (isto é, a monogamia ou a poligamia) tem impacto forte na dinâmica populacional. Nas espécies monógamas, o declínio na população ocorre quando a razão sexual de 50:50 sofre algum desvio. Já nas espécies polígamas, os principais efeitos são observados quando a população se afasta desta razão sexual. Por

*É preciso interpretar esta figura com atenção. À primeira vista, embora possa parecer que ela represente uma pirâmide ecológica invertida (com mais biomassa nos níveis tróficos mais altos, em comparação com os mais baixos), isto não ocorre aqui, porque a massa dos organismos superiores mensurada no reator é comparada com a massa de bactéria no efluente. A massa real de bactéria no reator é, em verdade, milhares de miligramas por litro.

exemplo, se todas as fêmeas derem luz a uma ninhada, uma população com uma razão sexual de quatro machos para cada fêmea resultaria em uma redução de 40% na taxa de natalidade, comparada a uma razão sexual de 50:50. Porém, se a razão sexual fosse um macho para quatro fêmeas (e todas reproduzissem), então a taxa de natalidade seria 160% maior do que aquela de uma população com razão sexual 50:50. Não é de estranhar que a estrutura etária também afete a dinâmica populacional, já que a gestação e a taxa de mortalidade são funções da idade. Entretanto, a dispersão talvez seja o fator de que se tem a menor compreensão. A **dispersão** é definida como a movimentação de um animal, de seu local de nascimento, para uma nova área, onde viverá e se reproduzirá. Em condições normais, a dispersão não ocorre antes de o animal atingir a idade adulta. De modo geral, os machos são os indivíduos mais propensos à dispersão.

Os biólogos que estudam as populações e a vida selvagem utilizam alguns modelos para descrever as mudanças nos números de indivíduos por unidade de tempo. Estes modelos são semelhantes aos utilizados no estudo das bactérias.

O modelo exponencial é o mais simples. Ele pressupõe que os recursos necessários para o crescimento populacional sejam ilimitados. Portanto, uma população cresce a uma taxa exponencial, cujo valor é o máximo possível para a espécie estudada:

$$\frac{dN}{dt} = rN \quad (5-10)$$

onde dN/dt = variação no número de animais em dada população por unidade de tempo

r = taxa específica de variação

N = número de animais em dada população

Se r tem valor positivo, o tamanho da população aumenta. Se o valor for negativo, os números entram em queda. Se $r = 0$, não há alteração na população. Se N_0 é o número de organismos no tempo zero, o número de organismos em dado momento, N_t , é calculado com a integral da Equação 5-10, no período em questão:

$$N_t = N_0 \exp(rt) \equiv N_0 e^{rt} \quad (5-11)$$

O modelo geométrico (também chamado de modelo logístico; Equação 5-11) parte da hipótese de que os recursos sejam ilimitados. Entretanto, é difícil acreditar que exista um suprimento infinito de nutrientes e um espaço grande o bastante para suportar um número ilimitado de animais em determinado ambiente. Logo, são necessários modelos que permitam descrever estes limites matematicamente. No entanto, o modelo geométrico se baseia na premissa de que o crescimento ocorre a intervalos discretos, como mostra o termo λ .

$$\frac{N(t+1)}{N(t)} = \lambda = e^r \quad (5-12)$$

onde $N(t+1)$ = população após $(t+1)$ anos

N = população após t anos

R = taxa de crescimento da espécie (novos organismos por unidade de tempo)

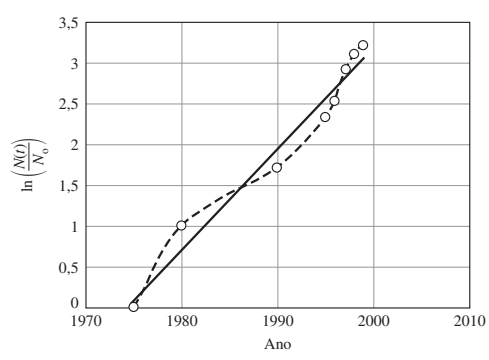
O número de organismos em qualquer tempo t pode ser calculado utilizando-se a Equação 5-12.

EXEMPLO 5-6

Utilize os dados fornecidos e o modelo exponencial para calcular a população de lobos no estado de Wisconsin, no ano 2005. Compare o resultado com o valor obtido com o modelo geométrico.

Ano	1975	1980	1990	1995	1996	1997	1998	1999
Número de indivíduos	8	22	45	83	99	148	180	200

Solução O valor de r no modelo experimental pode ser calculado com base em uma curva do logaritmo natural de $N(t)/N(0)$ versus t . Neste caso, $t = 1975$ como tempo zero. Com isso podemos calcular uma regressão linear para determinarmos a inclinação. O resultado encontrado é $r = 0,123$. Com isso, podemos calcular a população prevista para o ano de 2005, isto é, 30 anos depois do começo da coleta de dados.



$N(t) = N(0)e^{0,123(t)} = 8e^{0,123(30)} = 320$ lobos

Utilizando o modelo geométrico, podemos calcular o número esperado para 2005. Como o modelo geométrico é aplicado com base em intervalos de tempo, é preciso desenvolver a fórmula geral para aplicá-lo levando-se em conta um período contínuo. Isso é feito para os primeiros cinco anos.

Do ano 0 ao ano 1, escrevemos: $8 \times \lambda = a$
Do ano 1 ao ano 2, $a \times \lambda = b$
Do ano 2 ao ano 3, $b \times \lambda = c$
E assim sucessivamente, até chegarmos ao intervalo do ano 4 para o ano 5: $t \times \lambda = d$
Se trabalharmos no sentido inverso, realizando as devidas substituições com as variáveis a a d , vemos que a equação é:

$8 \times \lambda^5 = N(5)$

onde $N(5)$ é o número de indivíduos cinco anos mais tarde, e é igual a 22.

Logo:

$8 \times \lambda^5 = 22$

Resolvendo para λ , temos $\lambda = 1,224$.

A equação geral aplicada para obtermos os dados mostrados na tabela abaixo é:

$$\lambda = \left[\frac{N(t)}{N(0)} \right]^{1/(t-0)}$$

onde t é o ano do cálculo e 0 é o primeiro ano da coleta dos dados.

Ano	Número de indivíduos	λ
0	8	
5	22	1,224
15	45	1,122
20	83	1,124
21	99	1,127
22	148	1,142
23	180	1,145
24	200	1,144
Média		1,147

Com isso, rearranjamos a equação do crescimento geométrico e a resolvemos para $N(30)$

$N(30) = N(24) \times (1,147^6) = 455$ indivíduos

É raro encontramos um ecossistema com recursos ilimitados. Por essa razão, o modelo logístico de crescimento, que acrescenta um termo dependente da densidade populacional para descrever as limitações existentes, é mais útil do que o modelo simples descrito. O termo adicional é chamado de capacidade de suporte, K , definida como o número de indivíduos que uma área consegue suportar. À medida que os números de indivíduos se aproximam de K , passam a preponderar os mecanismos que resultam no declínio na velocidade do crescimento populacional (maior mortalidade, menor taxa de reprodução, maior dispersão). A variação na população pode ser representada pelo modelo:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left[\frac{K - N}{K} \right] \quad (5-13)$$

A curva gerada é uma sigmoide.

O número de indivíduos pode ser calculado com a integral da Equação 5-13:

$$N(t) = \frac{K N_0}{N_0 + (K - N_0)e^{-rt}} \quad (5-14)$$

EXEMPLO 5-7

Suponha que a população do cuco (*Geococcyx californianus*), também conhecido como papa-légua, no deserto de Guadalupe (Texas, EUA) fosse 200 indivíduos por hectare no começo de 1999. Se a capacidade de suporte, K , é 600 e $r = 0,25 \text{ ano}^{-1}$, qual será o número de papa-légua no local depois de um, cinco e 10 anos? O que ocorrerá quando número de indivíduos se igualar ao valor de K ?

Solução Substituímos os dados na Equação 5-14 para o período de um ano:

$$N(1) = \frac{600 \times 200}{200 + (600 - 200)e^{-0,25 \times 1}} = 234 \text{ papa-légua}$$

É preciso fazer o mesmo para os períodos de cinco e 10 anos:

$$N(5) = 381 \text{ papa-légua}$$

$$N(10) = 515 \text{ papa-légua}$$

Quando o número de papa-légua for 600, isto é, igual ao valor de K , o ecossistema já não conseguirá acomodar outros indivíduos da espécie, e a população se manterá em 600.

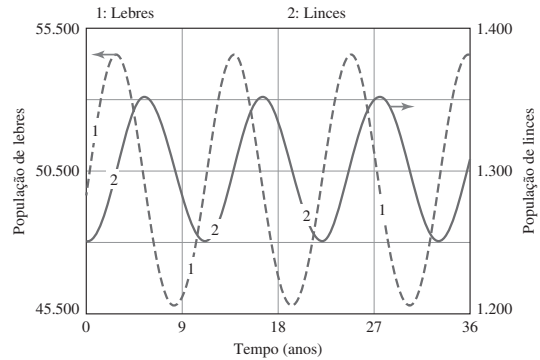
Alguns modelos mais complexos incluem os fenômenos conhecidos como o amortecimento monotônico, as oscilações amortecidas, os ciclos limitantes ou a dinâmica caótica. Estes modelos são úteis para descrever a dinâmica populacional vegetal. Contudo, uma discussão detalhada sobre eles vai além dos objetivos deste livro. Mais informações sobre estes modelos estão disponíveis na obra *A Economia da Natureza* (Ricklefs, 2002).

Os modelos discutidos são chamados de modelos de única espécie, porque permitem descrever matematicamente uma espécie apenas. Todavia, existem modelos muito mais complexos, desenvolvidos para descrever as relações entre espécies considerando os relacionamentos entre predador e presa. Esses modelos mostram como as interações de duas espécies resultam em comportamentos cíclicos, com base em duas equações que descrevem os números de predadores (K) e de presas (P):

$$\frac{dP}{dt} = aP - bPK \quad (5-15)$$

$$\frac{dK}{dt} = cPK - dK \quad (5-16)$$

FIGURA 5-13 Representação da natureza periódica das relações entre predador e presa. A curva com maior amplitude representa a população da presa (neste caso, a lebre). O lince é o predador. O modelo utilizado é o modelo de predação de Lotka-Volterra com populações iniciais de 1250 e 50.000 para lincês e lebres, nesta ordem.



onde a = taxa de crescimento da presa
 b = parâmetro de mortalidade da presa
 c = taxa de crescimento do predador
 d = parâmetro de mortalidade do predador

Estas equações muitas vezes são descritas genericamente como “modelo de Lotka-Volterra”. A natureza cíclica destas relações é ilustrada na Figura 5-13.

A dinâmica populacional humana

Prever a dinâmica das populações humanas é tarefa importante no trabalho do engenheiro ambiental. A dinâmica das populações humanas é uma variável essencial no cálculo da capacidade de projeto de reservatórios e sistemas de tratamento de água potável e de águas residuárias. A estimativa do tamanho de uma população também é relevante no desenvolvimento de planos de gestão de recursos naturais e poluentes. Embora existam diversos modelos preditivos de populações humanas, discutiremos apenas o modelo exponencial. A exemplo da dinâmica populacional animal, a dinâmica populacional humana também depende das taxas de natalidade e de mortalidade, da razão sexual, da estrutura etária e da dispersão. Além destes parâmetros, fatores culturais têm papel expressivo. Por exemplo, se a idade média na primeira gestação for 25 anos em uma população e 15 anos em outra, enquanto o início da menopausa ocorre aos 45 anos em ambas, as taxas de natalidade das duas populações serão muito distintas. Em populações humanas, a dispersão é descrita com os termos imigração e emigração. O efeito das diferenças culturais pode ser facilmente ilustrado utilizando-se a pirâmide etária. Essas pirâmides representam as faixas etárias de uma comunidade para cada sexo, em determinado tempo. A Figura 5-14 mostra as pirâmides populacionais dos EUA, de Gana e da Espanha. Estes gráficos são úteis no estudo das mudanças sofridas por uma população ao longo do tempo (Figura 5-15).

Supondo-se que a taxa de crescimento seja exponencial, a população pode ser estimada utilizando-se a equação:

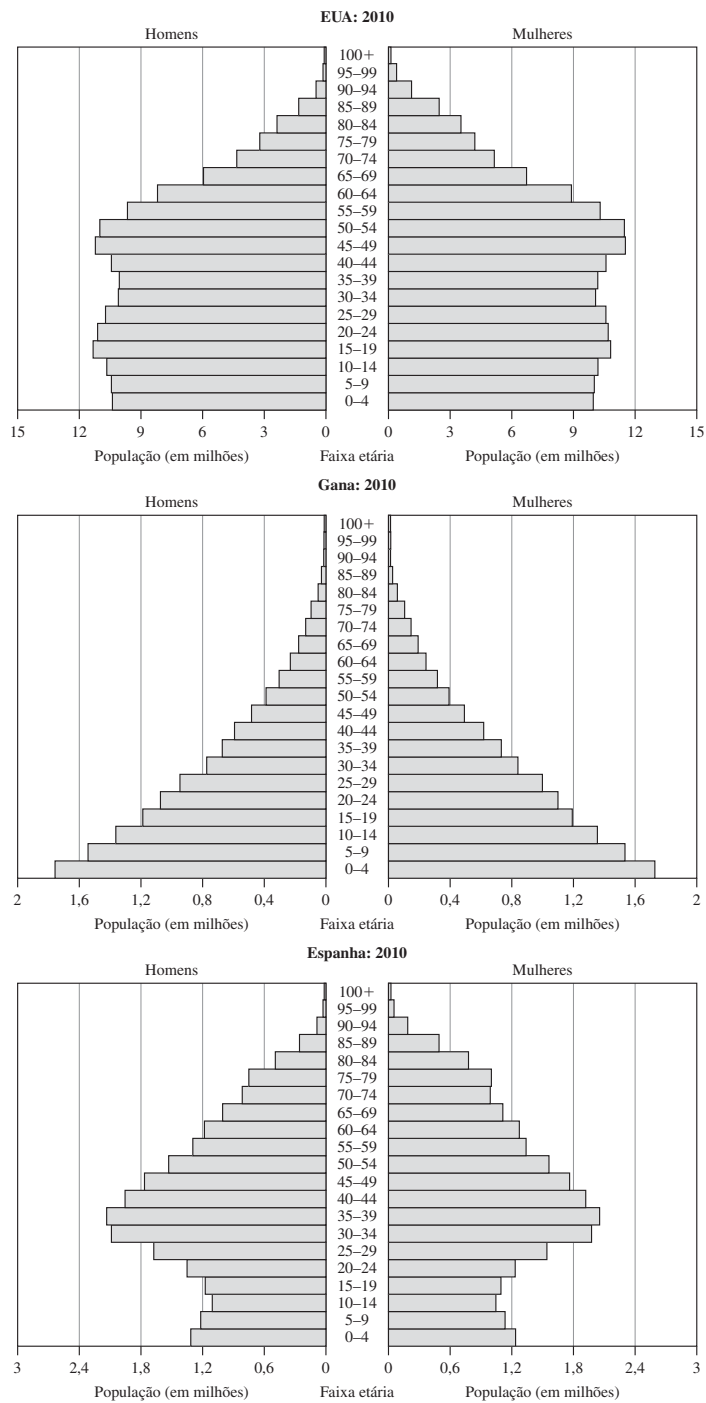
$$P(t) = P_0 e^{rt} \quad (5-17)$$

onde $P(t)$ = população no tempo t
 P_0 = população no tempo zero
 r = taxa de crescimento
 t = tempo

A taxa de crescimento pode ser determinada como função das taxas de natalidade (b), mortalidade (d), de imigração (i) e de emigração (m):

$$r = b - d + i - m \quad (5-18)$$

onde as taxas são expressas em algum valor com base em uma unidade de tempo.



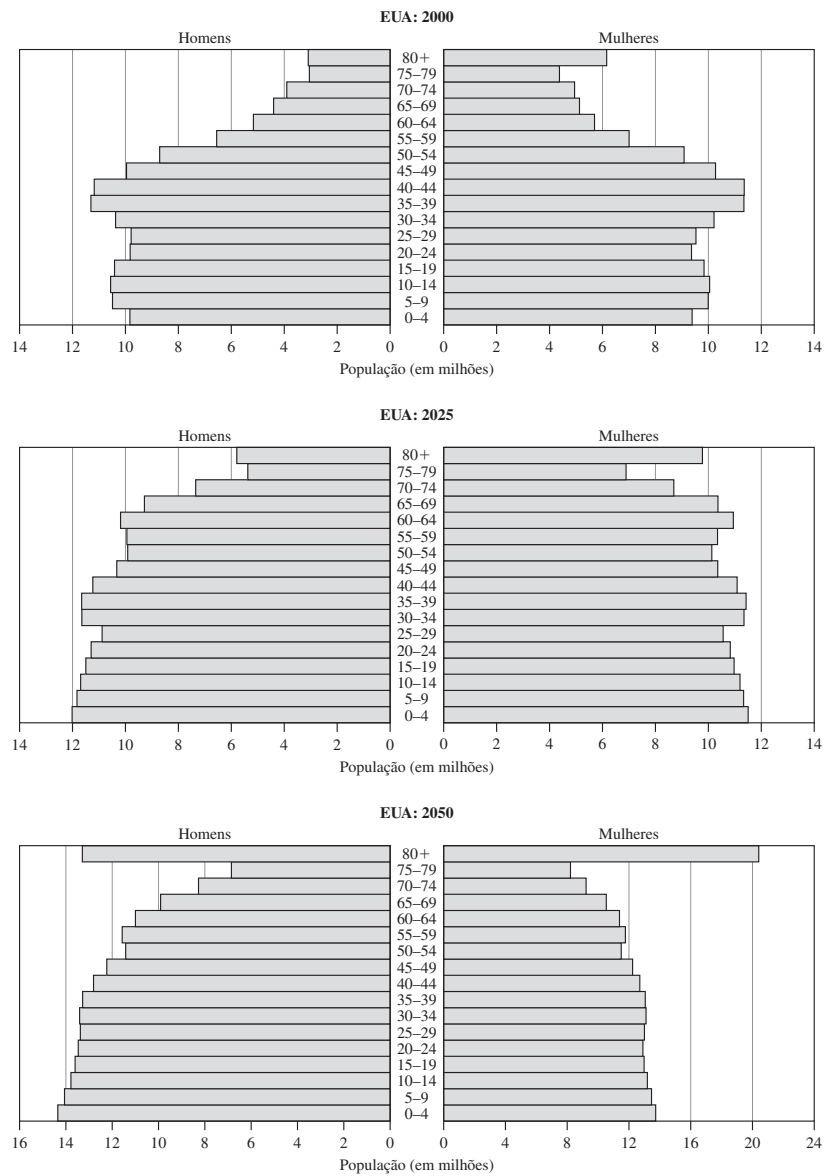


FIGURA 5-15
Pirâmides etárias dos EUA nos anos 2000, 2025 e 2050, mostrando o aumento e o envelhecimento da população.

Fonte: U.S. Census Bureau, International Database.

EXEMPLO 5-8

Uma população de humanoides na ilha de Huronh, no planeta Szacak, tem taxa líquida de natalidade (*b*) igual a 1,0 indivíduo/(indivíduo × ano) e uma taxa líquida de mortalidade (*d*) igual a 0,9 indivíduo/(indivíduo × ano). Supondo que a taxa líquida de imigração seja igual à taxa líquida de emigração, calcule quantos anos seriam necessários para que a população da ilha

dobro. Se a população local era 85 habitantes no ano zero, qual será o número de indivíduos 50 anos mais tarde?

Solução Primeiro, temos de calcular a taxa líquida de crescimento, r , como $b - d$, ou $1,0 - 0,9 = 0,1$ indivíduo/(indivíduo $\times$ ano). Com base no valor obtido podemos calcular o tempo em que a população dobrará:

$$t_{\text{dobro}} = \frac{\ln 2}{r} = \frac{\ln 2}{0,1} = 6,93 \text{ anos}$$

A população no ano zero, N_0 , é 85.

$t = 50$ anos

$$r = \frac{0,1 \text{ indivíduos}}{\text{indivíduo} \times \text{anos}}$$

$N_{50} = N_0 e^{rt} = 85 \times e^{(0,1)(50)} = 12.615$ humanoides. Por sorte, a ilha de Huronh é grande e portanto é capaz de acolher esta população. Contudo, o modelo pressupõe que os recursos sejam ilimitados. Nesses casos a capacidade de suporte não tem relevância nesta equação.

A população mundial e de áreas metropolitanas obedece a um padrão exponencial (Figura 5-16).

Um dos aspectos mais complexos na estimativa das populações humanas em uma região é a exatidão dos cálculos de fluxos migratórios. Outro parâmetro difícil de estimar e essencial na determinação da população mundial é a **taxa de fertilidade total**, definida como o número de crianças que uma mulher terá ao longo de sua vida. Esta taxa vem caindo em todo o mundo desde a década de 1960, e está estimada em 2,33. Apesar desta redução, o número absoluto de mulheres com filhos é maior hoje do que no passado, o que acarreta um aumento constante na população. Como mostra a Figura 5-17, prever com acurácia a população mundial depende da capacidade de obter-se estimativas precisas da taxa de fertilidade. Estas dificuldades são um importante elemento complicador das decisões políticas envolvendo o tema.

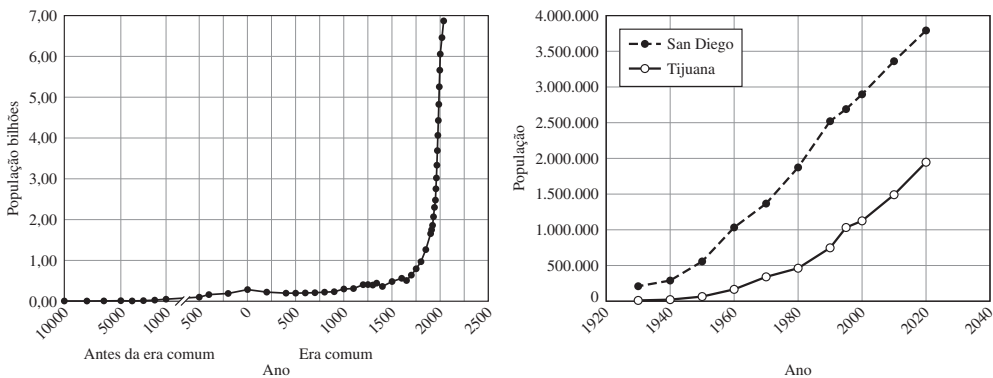


FIGURA 5-16 Curvas populacionais para o mundo (esquerda) e San Diego, Califórnia (EUA) (direita).

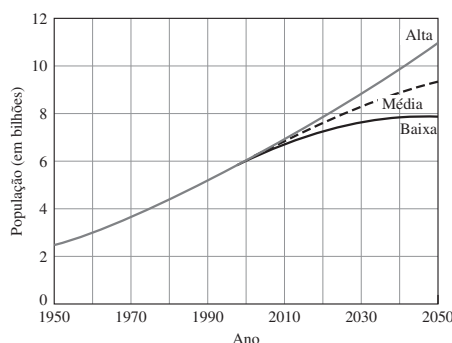


FIGURA 5-17 Previsão da população mundial com base em diferentes taxas de fertilidade total. Os valores 1,5, 2,1 e 2,6 filhos são utilizados para representar taxas de fertilidade, baixa, média e alta, respectivamente.

5-6 OS LAGOS E A CICLAGEM DE MASSA E DE ENERGIA EM UM ECOSISTEMA

Os lagos são um excelente exemplo da ciclagem de nutrientes, de massa e de energia em um ecossistema. Esta seção discute os processos naturais que ocorrem nesses corpos hídricos e como as atividades humanas os influenciam. Todavia, muitos outros ecossistemas poderiam ser utilizados para ilustrar estes processos.

A **limnologia** é o estudo da ecologia de águas interiores. O termo é derivado da palavra *limne*, que significa “poça” ou “alagadiço” em grego. Os limnologistas se dedicam ao estudo das relações e da produtividade de comunidades bióticas de água doce, e investigam as constantes variações nas características físicas, químicas e biológicas nestas águas. Embora o tema desta seção seja os lagos, é importante lembrar que os limnólogos investigam todas as águas interiores, desde rios, córregos, lagos de água doce ou salgada e até os *billabongs*.*

A estratificação e a renovação de lagos

Quase todos os lagos profundos localizados em regiões de clima temperado** passam por processos de estratificação durante o verão e de **desestratificação (mistura)** durante o outono, causados pelas alterações na temperatura da água, a qual, por sua vez, sofre influência da temperatura do ar. Já os lagos em climas frios, além das mudanças observadas no verão e no outono, passam pela estratificação no inverno e pela mistura na primavera. Estes processos físicos, descritos a seguir, ocorrem independentemente da qualidade da água do lago. Muitos dos lagos no sul dos EUA são pouco profundos, e não seguem os padrões de estratificação discutidos. Embora sejam importantes, os ciclos observados nestes lagos vão além dos objetivos deste livro.

Durante o verão, a superfície da água de um lago sofre aquecimento direto (pela luz do sol) e indireto (pelo contato com o ar quente). Por ser menos densa do que a água fria, a água aquecida permanece próxima à superfície, até se misturar às camadas inferiores devido à turbulência do vento, às ondas, às embarcações e a outras forças. Uma vez que o alcance desta turbulência é limitado, tem-se uma camada superior de água morna e bem misturada (chamada de **epilímnio**) sobre uma camada inferior mais fria e pouco misturada (o **hipolímnio**), como mostra a Figura 5-18. O epilímnio é aeróbio, por conta do elevado grau de mistura da água. Já o hipolímnio tem teores mais baixos de oxigênio dissolvido e, por essa razão, pode se tornar anaeróbio, ou anóxico.

*Termo utilizado pelos nativos da Austrália em alusão a um corpo hídrico que se forma em áreas baixas e aumenta de tamanho durante a estação chuvosa.

**Climas temperados são aqueles em que não há extremos de temperatura e pluviosidade. A Grã-Bretanha e os estados no norte dos EUA têm este tipo de clima.

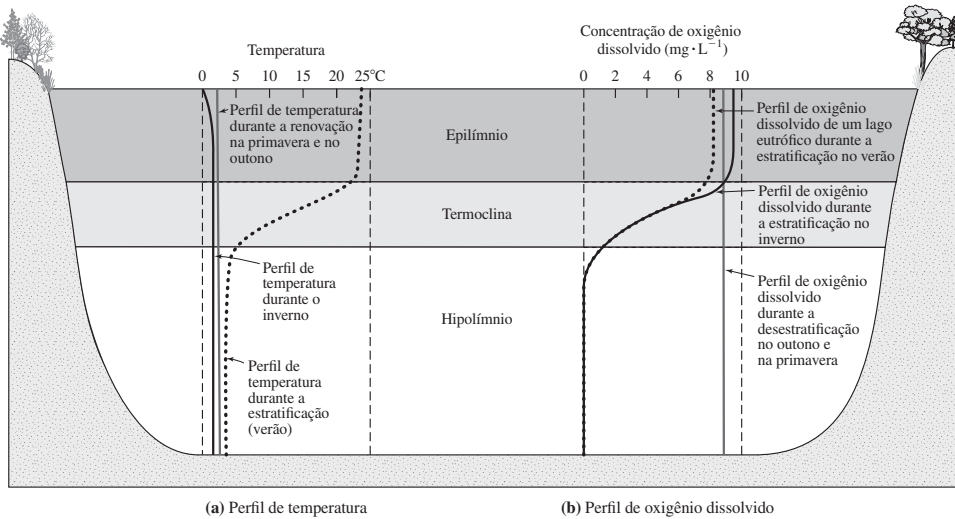


FIGURA 5-18 Relações entre o oxigênio e a temperatura em um lago eutrófico em região de clima temperado.

A camada intermediária é chamada de **metalímnia**. Ela é caracterizada por mudanças bruscas na temperatura e na densidade da água, com a profundidade. A **termoclina** é a região em que a variação da temperatura com a profundidade é maior do que $1^{\circ}\text{C}/\text{m}$. Talvez você já tenha percebido a termoclina enquanto nadava em um lago. Ao nadar na superfície, você sente que a água é morna. Porém, se você mergulhar nas partes mais profundas, percebe que a água esfria. Esta camada de água fria é a termoclina. A profundidade do epilímnia tem relação com a área do lago. O epilímnia tem cerca de 1 m em lagos pequenos, mas pode atingir 20 m ou mais em lagos de grande porte. A extensão do epilímnia também é função das chuvas durante a primavera, quando a estratificação se intensifica. As tempestades fortes misturam as águas mornas até profundidades expressivas, criando um epilímnia mais profundo do que o normal. Uma vez iniciada, a estratificação de um lago se mantém estável. Apenas tempestades muito violentas conseguem afetar a estratificação. Na verdade, a estabilidade aumenta com o avanço do verão, por conta do aquecimento do epilímnia. Já a temperatura do hipolímnia permanece relativamente constante.

Como mostra a Figura 5-19, durante o outono as temperaturas caem e a temperatura da água no epilímnia baixa, até ficar mais densa do que o hipolímnia. Com isso, a água na superfície desloca-se para baixo, causando a desestratificação. Por sua vez, a água no hipolímnia sobe à superfície do lago, onde esfria, para então descer a níveis mais profundos outra vez. São estas variações que promovem a mistura das camadas de água do lago. Se o clima é frio, este processo é interrompido quando a temperatura atinge 4°C , na qual a água atinge densidade máxima. O esfriamento ou o congelamento da água na superfície acarreta a estratificação no inverno, como mostra a Figura 5-19. Com o reaquecimento da água na primavera, a renovação ganha novo fôlego e a água se mistura outra vez. Por essa razão, os lagos em climas temperados têm sempre um, senão dois, ciclos de estratificação e renovação a cada ano.

As zonas biológicas

Os lagos têm várias zonas de atividade biológica, as quais são determinadas sobretudo pela disponibilidade de luz e de oxigênio. As mais importantes, mostradas na Figura 5-20, são as zonas eufótica, limnética, litoral e bentônica.

A zona limnética. A **zona limnética** é a camada de água aberta em que ocorre a fotossíntese. A vida na zona limnética é dominada por organismos flutuantes (plâncton) e aqueles capazes de atividade natatória. Nesta zona, os produtores são as algas planctônicas, os consumidores

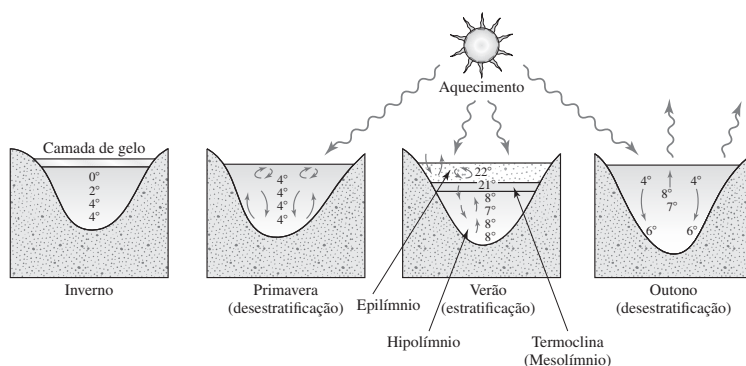


FIGURA 5-19
A homogeneização das águas em lagos estratificados.

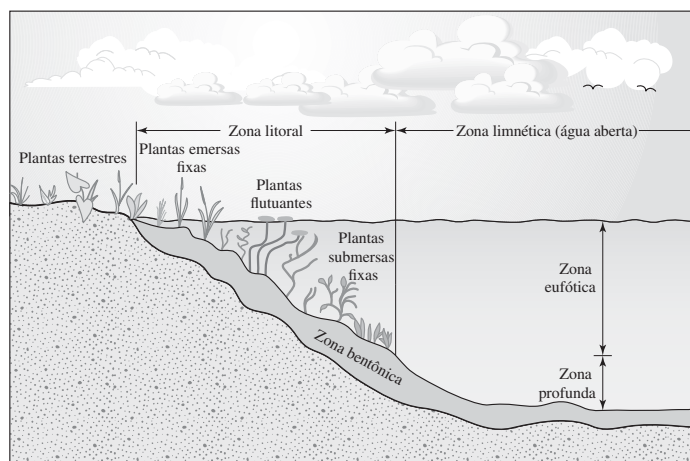


FIGURA 5-20
As zonas biológicas em um lago em região de clima temperado.

primários são o zooplâncton (crustáceos e rotíferos), e os consumidores secundários (representados por organismos de níveis tróficos superiores) são as formas nadadoras de insetos (em seus estágios larvais) e os peixes.

A zona eufótica. A camada superior de água pela qual a luz do sol consegue passar é chamada de **zona eufótica**. É definida como a região do lago com níveis de luminosidade são maiores entre 0,5 e 1% maiores do que os valores medidos na superfície. Portanto, a profundidade desta zona é determinada pela penetração da luz solar. Em intensidades inferiores a estes números, as algas e as macrófitas não conseguem sobreviver. Na maioria dos lagos, a zona eufótica está no interior do epilímnia. Contudo, em lagos de águas muito límpidas a zona eufótica pode adentrar o hipolímnia. Por exemplo, na região ocidental do lago Superior, um dos Grandes Lagos da América do Norte, as florações de algas observadas no verão às vezes ocorrem a profundidades de até 25 metros, ao passo que o epilímnia desce a apenas 10 metros. De forma semelhante, no lago Tahoe (Califórnia, EUA), as florações de algas atingem 100 m no verão, enquanto o epilímnia se estende a apenas 10 m.

Em águas profundas, as algas são os vegetais mais importantes. Nas águas rasas próximas às margens são as plantas aquáticas fixas que predominam. As plantas da zona eufótica produzem mais oxigênio por fotossíntese do que são capazes de retirar mediante a respiração. Abaixo desta zona está a **zona do profundal**. A transição entre as duas zonas é chamada de **ponto de compensação luminosa**, o qual corresponde, aproximadamente, à profundidade em que a quan-

TABELA 5-2 A classificação dos lagos com base na produtividade

Classificação do lago		Concentração de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Transparência (profundidade medida com o disco de Secchi) (m)	Concentração de fósforo total ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)
Oligotrófico	Média	1,7	9,9	8
	Variação	0,3–4,5	5,4–28,3	3,0–17,7
Mesotrófico	Média	4,7	4,2	26,7
	Variação	3–11	1,5–8,1	10,9–95,6
Eutrófico	Média	14,3	2,5	84,4
	Variação	3–78	0,8–7,0	15–386
Hipereutrófico		>50	<0,5	Muitas vezes > 100

Observação: Os critérios de classificação como lago oligotrófico, mesotrófico e eutrófico foram definidos por Wetzel, 1983. O critério de classificação como lago hipereutrófico foi definido por Kevern, King e Ring, 1996.

tidade de dióxido de carbono convertido em açúcares durante a fotossíntese é igual à quantidade produzida durante a respiração.

A zona litoral. As águas rasas próximas às margens nas quais se desenvolvem as plantas aquáticas emersas formam a **zona litoral**. A extensão da zona litoral depende da inclinação do fundo do lago e da profundidade da zona eufótica. A zona litoral não se estende além da zona eufótica.

A zona bentônica. Os sedimentos de fundo formam a **zona bentônica**. Após a morte, os organismos que vivem nas camadas superiores se depositam no fundo, onde são decompostos pelos organismos que se desenvolvem na zona bentônica. Esta zona é caracterizada pela presença constante de bactérias e fungos. Algas bentônicas também podem ocorrer. Entretanto, a presença de formas de vida superiores, como vermes, insetos aquáticos, moluscos e crustáceos depende da disponibilidade de oxigênio.

A produtividade dos lagos

A produtividade de um lago é uma medida de sua capacidade de suportar vida aquática. Na maioria das vezes, a produtividade é determinada com base na quantidade de algas que se desenvolvem utilizando os nutrientes presentes no lago. Embora um lago com maior produtividade tenha uma maior biomassa do que um lago menos produtivo, esta pode ser por demais elevada, a ponto de conferir gosto e odor desagradável à água. Além disso, a biomassa reduz os níveis de oxigênio dissolvido (especialmente à noite), promove o crescimento excessivo de plantas aquáticas, diminui a transparência da água, e eleva a proliferação de peixes forrageiros e de vermes do lodo. Devido ao papel importante que tem na determinação da produtividade na qualidade da água, a produtividade está na base dos sistemas de classificação dos lagos. A Tabela 5-2 mostra como os lagos são classificados segundo o nível de produtividade que apresentam.

A produtividade é limitada pela intensidade luminosa ou pelas concentrações de nitrogênio ou de fósforo, de acordo com a **lei do mínimo** ou **lei de Liebig**.^{*} Em muitos lagos de água doce, o fósforo frequentemente é o nutriente limitante. Isso ocorre porque, entre todos os nutrientes existentes no lago, ele é o único elemento que não se encontra prontamente disponível na atmosfera ou nas águas naturais. Logo, a quantidade de fósforo regula o crescimento das algas e, portanto, a produtividade dos lagos. Esta relação está ilustrada na Figura 5-21, que mostra a concentração de clorofila *a* como função da concentração de fósforo. A clorofila *a*, um dos pigmentos que participam da fotossíntese, é encontrada em todas as algas. Por essa razão, é utilizada para diferenciar a

^{*}Em 1840, Justin Liebig estabeleceu a noção de que o crescimento de uma planta depende de uma quantidade mínima de nutrientes disponíveis.

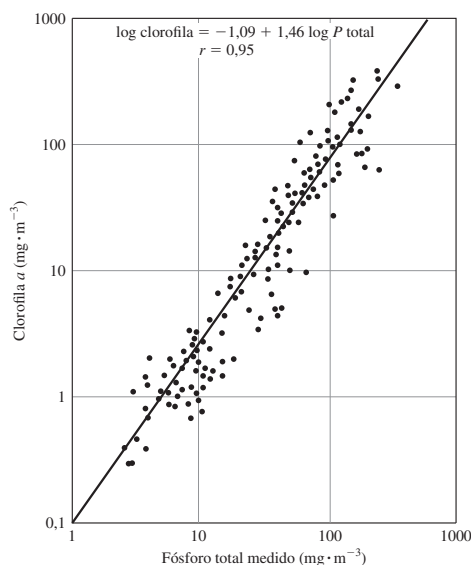


FIGURA 5-21 Relação entre os níveis de clorofila a no verão e a concentração de fósforo total em 143 lagos.

massa das algas presentes na água em relação a outros materiais biológicos, como as bactérias, por exemplo. Estima-se que a concentração de fósforo precise estar abaixo de 0,010 ou 0,015 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para que se consiga limitar as florações de algas (Vollenweider, 1975).

Os lagos têm um ciclo de vida natural que varia com o tempo. Todavia, este ciclo pode ocorrer a intervalos longos, de ordem de dezenas de milhares de anos. Existem lagos jovens, adultos e velhos. Com o passar do tempo, os corpos lacustres retraem-se e as margens encolhem-se, permitindo o avanço da terra em seu redor. As árvores e outras formas de vegetação do entorno das margens lançam material orgânico no lago. Esta massa orgânica serve de fonte de carbono para os organismos aquáticos, que a decompõem. Os produtos desta decomposição se transformam em habitat para ciperáceas, gramíneas e juncáceas. Com isso, espécies enraizadas conseguem se desenvolver onde antes flutuavam ninfeáceas, na superfície da água. À medida que o lago encolhe e a produtividade aumenta, a água corre o risco de se tornar anóxica ou anaeróbica, o que acarreta grandes mudanças na ecologia do ecossistema. Este processo prossegue até o lago se transformar em um pântano, então uma turfeira e, por fim, em uma floresta ou um campo. Este processo é ilustrado na Figura 5-22.

Os lagos oligotróficos. Os lagos denominados **oligotróficos** têm baixa produtividade, devido a sérias restrições à disponibilidade dos nutrientes necessários para o desenvolvimento das algas. Por isso, a água se mantém transparente o bastante para que o fundo do lago, mesmo em profundidades consideráveis, seja visível da superfície. Neste caso, a zona eutrófica normalmente se estende pelo hipolímnio, que é aeróbio. Portanto, os lagos oligotróficos suportam peixes grandes de águas frias. O lago Tahoe, na divisa dos estados da Califórnia e de Nevada, o lago Crater no estado do Oregon e as águas azuis do lago Superior (na fronteira entre Wisconsin, Michigan e Ontário, no Canadá) são exemplos clássicos de lagos oligotróficos. Contudo, a alta transparência do lago Tahoe vem caindo por conta dos crescentes volumes de esgoto despejados em suas águas, resultado direto do aumento da população humana residente em sua bacia hidrográfica.

Os lagos eutróficos. A alta produtividade dos lagos **eutróficos** é provocada pela grande disponibilidade de nutrientes. Uma vez que as algas são responsáveis pela turbidez da água, a zona eufótica normalmente se estreita no interior do epilímnio. Após morrerem, as algas se sedimentam no fundo do lago, onde são decompostas por microrganismos presentes no hipolímnio. Em um lago eutrófico, esta decomposição é intensa o bastante para consumir o oxigênio do hipolímnio durante a estratificação no verão, como mostra a Figura 5-23. Uma vez que o hipolímnio é anaeróbio nesta

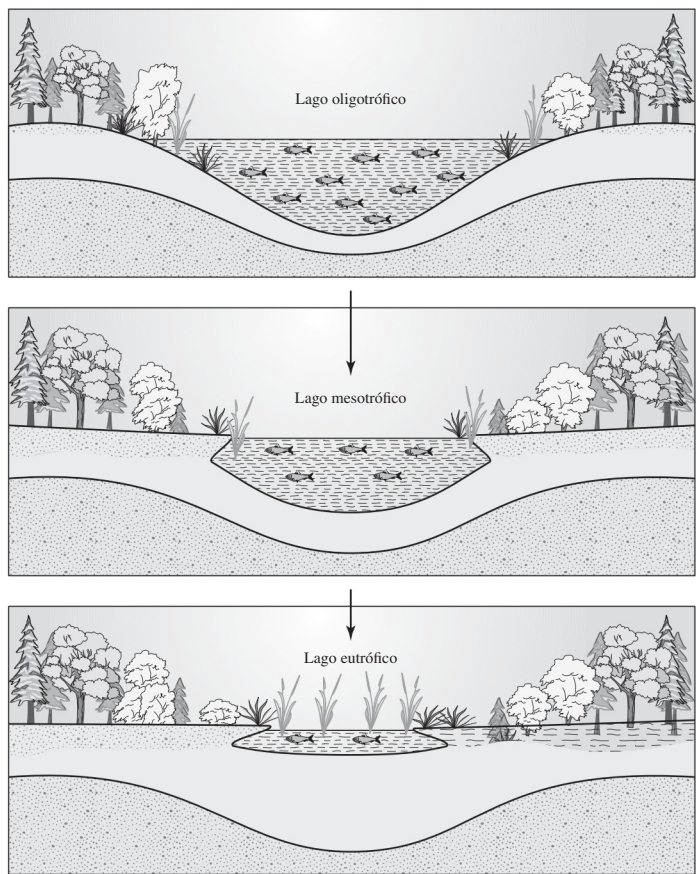


FIGURA 5-22
A sucessão de lagos e lagoas.

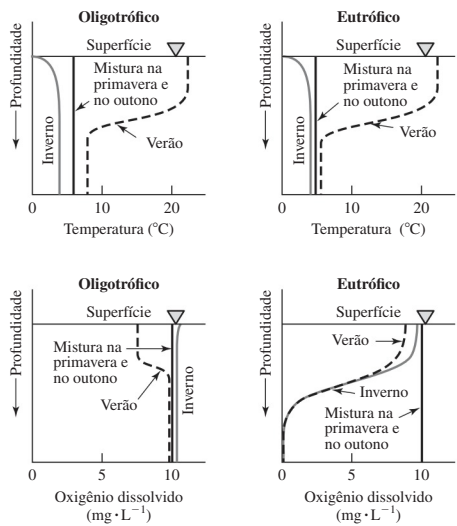


FIGURA 5-23
A estratificação sazonal de um lago é função de seu nível trófico.

estação, os lagos eutróficos suportam apenas os peixes de águas mornas. Na verdade, a maior parte dos peixes de águas frias buscam outros ambientes aquáticos muito antes de o hipolímnio se tornar anaeróbico, porque necessitam de níveis de oxigênio dissolvido de no mínimo $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Os lagos altamente eutróficos às vezes apresentam grandes extensões de algas flutuantes, as quais podem conferir sabor e odor desagradável à água. A baía de Halsted, no lago Minnetonka (Minnesota, EUA) e o rio Neuse (no norte da Califórnia) são exemplos de águas eutróficas.

Os lagos mesotróficos. Os lagos **mesotróficos** ocupam uma posição intermediária entre os lagos oligotróficos e os eutróficos. Embora o nível de oxigênio dissolvido destes lagos possa ter sofrido forte redução no hipolímnio, esta camada ainda apresenta-se como aeróbica. Exemplos incluem o lago Ontário (Canadá) e os lagos Ice e Grindstone (em Minnesota, EUA). Os lagos Michigan e Huron (América do Norte) são classificados como meso-oligotróficos, isto é, os seus níveis de produtividade são mais altos do que os de um lago oligotrófico, mas não tanto a ponto de serem considerados lagos mesotróficos.

Os lagos distróficos. Este tipo de lago recebe uma grande quantidade de matéria orgânica dissolvida. Todavia, os lagos **distróficos** têm baixa produtividade, devido ao reduzido teor de nutrientes. De modo geral, não são muito grandes. São observados em diversos ambientes, como os bosques de coníferas, por exemplo, onde a decomposição das folhas destas árvores causa um aumento no teor de substâncias ácidas na água. Por essa razão, as águas de um lago distrófico têm um tom marrom amarelado, mas são relativamente límpidas, contendo níveis altos de matéria orgânica e de taninos. Estes lagos têm populações características de algas, insetos e peixes. Espessas camadas de esfagno se desenvolvem na superfície. Organismos como carpas e peixes menores, além de libélulas e insetos aquáticos grandes, os quais toleram níveis reduzidos de oxigênio, substituem seus predecessores, que viviam no lago quando este era eutrófico. Grandes quantidades de vegetação emergente são comuns, sobretudo nas margens. O nível de oxigênio é zero no fundo dos lagos distróficos, o que impede esta região de servir de habitat para os peixes. A vida aeróbia existe apenas nas regiões mais rasas desses lagos, durante o verão. Entre os corpos lacustres deste tipo estão os lagos Alligator e Swan Creek (na Carolina do Norte, EUA), além do lago Glen e os alagadiços no norte do estado de Michigan (EUA).

Os lagos hipereutróficos. Os lagos **hipereutróficos** são extremamente eutróficos. Apresentam produtividade elevada e florações intensas de algas. Muitos são rasos, e têm grandes volumes de sedimento orgânico. Sua principal característica é a presença de densos leitos de plantas aquáticas, e muitas vezes acumulam algas filamentosas. As águas desses lagos são turvas, com níveis elevados de fosfato e de clorofila. Os peixes e outros organismos frequentemente estão expostos a extremos de concentração de oxigênio. Em alguns lagos hipereutróficos o elemento sequer é detectado. A mortandade de organismos ocorre no inverno, e até no verão, quando a ausência de oxigênio resulta na morte de grandes volumes de peixes e até de outros animais. Estes lagos raramente são usados para recreação. Os lagos Onondaga (Nova York, EUA) e de Upper Klamath (Oregon, EUA) são exemplos de lagos hipereutróficos.

Os lagos senescentes. Lagos muito velhos e rasos, em estádios avançados de eutrofização, são chamados de **lagos senescentes**. Estes corpos lacustres têm sedimentos orgânicos espessos formados com o acúmulo de vegetação aquática e material vegetal morto. Plantas aquáticas enraizadas são comuns, às vezes abundantes. Estes lagos estão próximos ao ponto final na escala de produtividade, prestes a se tornarem um pântano.

A eutrofização

No passado, a eutrofização era considerada um processo natural e inevitável, no qual os lagos gradualmente se tornam mais rasos e mais produtivos por conta da introdução e da ciclagem de nutrientes. No entanto, muitos lagos oligotróficos conservam as suas características desde a última era glacial. Lagos ultraoligotróficos como o lago Tahoe são improdutivos há milhões de anos. Os estudos paleolimnológicos sugerem que os lagos passam por variações naturais de produtividade.

A eutrofização cultural de lagos pode ocorrer com a introdução de níveis elevados de nutrientes (normalmente o nitrogênio e o fósforo, o qual em regra é o nutriente mais limitante). A entrada do elemento nestas águas é devido à gestão inadequada das bacias hidrográficas e

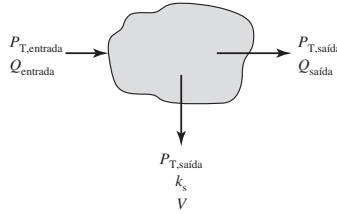


FIGURA 5-24 Representação simplificada do sistema do fósforo.

ao despejo de resíduos humanos e animais nas águas. Estas mudanças, isto é, a transformação de lago oligotrófico em lago senescente, muitas vezes levam décadas para se manifestar. Este processo é encerrado apenas com a redução ou a interrupção total da entrada de nutrientes. O controle dos despejos ricos em nitrogênio e fósforo permitiu reduzir o avanço da eutrofização cultural nos lagos Erie (América do Norte) e na baía de Chesapeake (região estuarina na costa Leste dos EUA). O Capítulo 9 discute a eutrofização cultural em detalhe.

O papel ativo do fósforo no aumento das taxas de eutrofização dos lagos impõe aos cientistas e engenheiros ambientais a necessidade de prever a concentração do elemento na água. Um balanço de massa para um lago em regime de mistura completa e estado estacionário pode ser útil para estimar as concentrações de fósforo em nível anual e sazonal. Estes valores são usados na definição de medidas de controle contra o processo de eutrofização.

As portas de entrada do fósforo em um lago são o escoamento superficial e os esgotos e sistemas sépticos. O elemento sai do sistema absorvido por organismos, sedimentado na biomassa morta ou transportado por qualquer curso de água que tenha o lago como tributário. A Figura 5-24 ilustra a criação de um modelo simples (Thomas e Mueller, 1987) para estimar as concentrações de fósforo total, P_T .

$$\frac{VdP_T}{dt} = P_{T,entrada} Q_{entrada} - k_s P_{T,saida} V - P_{T,saida} Q_{saida} \quad (5-19)$$

onde V = volume do lago

$P_{T,entrada}$ = concentração do fósforo total na vazão de entrada (cursos de água, escoamento superficial, etc.)

$Q_{entrada}$ = vazão de entrada

k_s = taxa de remoção do fósforo (com a sedimentação e a consumo biológico)

$P_{T,saida}$ = concentração total do fósforo no lago (e nas águas que saem dele, quando as condições são de mistura completa)

Q_{saida} = vazão de saída

No estado estacionário, $dP_T/dt = 0$, portanto

$$0 = P_{T,entrada} Q_{entrada} - k_s P_{T,saida} V - Q_{saida} P_{T,saida} \quad (5-20)$$

$$P_{T,saida} = \frac{(P_{T,entrada} Q_{entrada})}{(k_s V + Q_{saida})} \quad (5-21)$$

Se a taxa de remoção (às vezes chamada de velocidade de sedimentação, quando não inclui o consumo biológico) for dada em unidades de distância por tempo (por exemplo, $m \cdot s^{-1}$), então a velocidade deverá ser multiplicada pela área superficial do lago, não seu volume.

EXEMPLO 5-9

O lago Greenlawn tem área superficial de $2,6 \times 10^6 m^2$. A profundidade média é 12 m. O lago é alimentado por um córrego a uma vazão de $1,2 m^3 \cdot s^{-1}$, cuja concentração de fósforo é $0,045 mg \cdot L^{-1}$. As águas superficiais oriundas das residências nas imediações adicionam o elemento ao lago a uma taxa anual média de $2,6 g \cdot s^{-1}$. A taxa de sedimentação é $0,36 dia^{-1}$. Um rio que nasce no lago tem vazão igual a $1,2 m^3 \cdot s^{-1}$. Qual é a concentração de fósforo no lago, no estado estacionário? Qual é o estado trófico?

$$\text{Solução } 0 = P_{T,\text{córrego}} Q_{\text{córrego}} + P_{T,\text{escoamento}} - k_s P_{T,\text{saída}} V - P_{T,\text{saída}} - Q_{\text{saída}}$$

Primeiro, convertamos a concentração do fósforo no córrego tributário em unidades de grama por metro cúbico.

$$P_{\text{córrego}} = \frac{0,045 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} (1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})}{1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}} = 0,045 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Então,

$$0 = (0,045 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) + 2,6 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} - (0,36 \text{ dia}^{-1}) \left(\frac{1 \text{ dia}}{86.400 \text{ s}} \right) (2,6 \times 10^6 \text{ m}^2)(12 \text{ m})(P_{T,\text{saída}}) - (P_{T,\text{saída}})(1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

A unidade de todos os produtos deve ser o grama por segundo.

$$0 = 0,054 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} + 2,6 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} - (130 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(P_{T,\text{saída}}) - (P_{T,\text{saída}})(1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

$$P_{T,\text{saída}} = 0,020 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}, \text{ ou } 0,020 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$(0,020 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1000 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{mg}^{-1}) = 20 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$$

Portanto, conforme a Tabela 5-2, é possível concluir que a as margens do lago são eutróficas.

Frequentemente a eutrofização das águas oceânicas é governada pelas concentrações de nitrogênio, não de fósforo. É o caso da baía de Massachusetts (Massachusetts, EUA), onde o fenômeno era um problema sério, pouco tempo atrás. Os esgotos domésticos combinados das cidades de Boston, Cambridge, Chelsea e Somerville eram despejados junto com o escoamento pluvial, sem qualquer tratamento, no estuário de Boston Harbor e em seu tributário, o rio Charles. As águas superficiais das chuvas contaminadas com esgotos vazados de tubulações mal projetadas e esgotos ilegais também entravam no estuário. Estas águas estavam contaminadas com detritos animais, o que elevava a carga nutricional. As duas estações de tratamento da cidade de Boston e comunidades vizinhas, a estação de Deer Island e a de Nut Island, estavam com a capacidade esgotada e tinham equipamentos ultrapassados, sendo portanto incapazes de realizar o tratamento primário essencial. Com o esgoto de 48 comunidades sendo despejado no Boston Harbor, o estuário era considerado um dos mais poluídos nos EUA.

Como mostra a Figura 5-25a, a eutrofização, conforme indicam os elevados níveis de clorofila, era um problema na maior parte do porto e do estuário (Massachusetts Water Resources Authority, 2002). As contagens bacterianas eram elevadas nas águas internas, nas praias e nos rios do estuário, o que acarretava o fechamento das praias nos meses de verão. Até julho de 1998, os níveis de nitrogênio expressos em amônio nas águas próximas às duas estações de tratamento eram muito elevados, da ordem de 100 μM . No final de 2000, após o fechamento da estação de tratamento de Nut Island, a estação de Deer Island havia sido aumentada e os novos emissários submarinos, com 15 km de comprimento, entraram em operação. Mas os níveis de nitrogênio ainda estavam abaixo do estipulado, que era 5 μM . A Figura 5-25b mostra que, entre 1998 e 2000 (após a ampliação da unidade de tratamento e antes da entrada em funcionamento dos emissários), a concentração de fitoplâncton caiu. Na parte sul do porto, a entrada em operação dos emissários fez diminuir os níveis de clorofila a níveis desejáveis. Na parte norte, as concentrações caíram de forma significativa entre 2000 e 2005. Contudo, por razões desconhecidas, estes níveis voltaram a subir no verão de 2006, a valores muito semelhantes aos vistos antes da inauguração do emissário (Massachusetts Water Resources Authority, 2006). Apesar das concentrações elevadas de clorofila, resultante sobretudo da proliferação da diatomácea *Dactyliosolen fragilissimus*, os níveis de oxigênio nas águas do estuário eram aceitáveis e a espécie não causou problemas ou prejuízos financeiros. O estuário ainda não está despoluído, mas a qualidade da água melhorou muito, comparada aos níveis observados antes de 1998, e os problemas associados à eutrofização foram sanados.

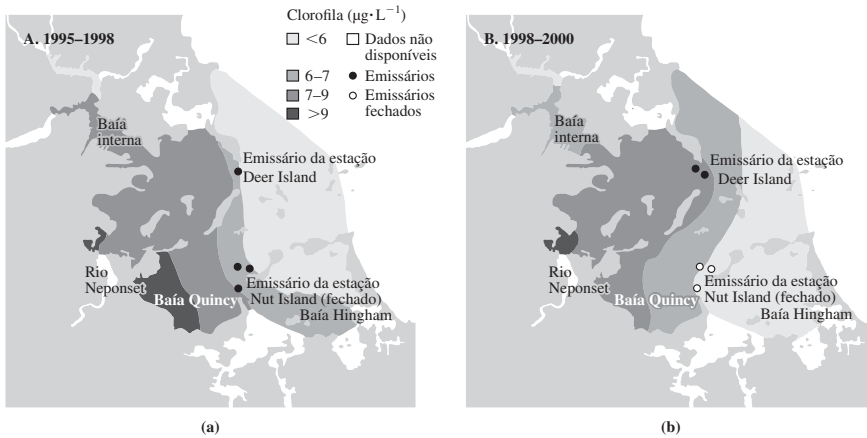


FIGURA 5-25 (a) Agosto 1995 – julho 1998. Enquanto as duas estações de tratamento (Deer Island e Nut Island) estavam em operação, os níveis de clorofila obedeciam a um gradiente oeste-leste. Os níveis mais elevados ocorriam na baía Quincy e na foz do rio Neponset. (b) Julho 1998 – Agosto 2000. Com a transferência do fluxo do ramo sul para a estação Deer Island, o perfil dos níveis de clorofila sofreu uma alteração brusca. Níveis menores foram observados na parte sul do porto, embora um aumento pequeno e discreto ocorreu nos níveis de clorofila na parte norte.

5-7 A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PARA A PROTEÇÃO DOS ECOSISTEMAS

Entre o final da década de 1960 e o começo da década de 1970, vários países implementaram legislações voltadas para proteger as espécies nativas contra a extinção. Ainda que muitas leis, como a Lei de Lacey de 1900 e o Estatuto das Aves Migratórias de 1929 tivessem sido promulgados no começo do século XX, a Lei da Conservação de Espécies Ameaçadas de 1969, a Lei de Proteção de Mamíferos Marinhos de 1972 e a Lei das Espécies Ameaçadas de 1973 representaram um marco na proteção ambiental nos EUA. A importância da Lei das Espécies Ameaçadas está no pressuposto de que as espécies ameaçadas tinham “valor estético, ecológico, educacional, histórico, recreativo e científico para a nação e a sociedade”. A lei proibiu a importação, a exportação ou a venda no comércio interestadual ou internacional de qualquer espécie ameaçada e de qualquer produto produzido a partir dela. A captura e os maus tratos a animais incluídos na lista de espécies ameaçadas também foram declarados ilegais.

Nos EUA, a Lei para Políticas Ambientais Nacionais (NEPA, *National Environmental Policy Act*), de 1969, é muito relevante no âmbito da proteção de ecossistemas e das espécies animais e vegetais. A mérito desta lei está no fato de ela justificar a proteção do ambiente com base em critérios estéticos, culturais e morais.* O Congresso dos EUA reconheceu o impacto profundo das atividades humanas nos ambientes naturais e a importância de se restaurar e manter a qualidade ambiental para o bem-estar e o desenvolvimento da humanidade. O objetivo do Congresso foi o de “fomentar e promover as condições gerais para o desenvolvimento do homem e criar e manter condições para que os seres humanos e a natureza possam coexistir em harmonia produtiva, em atendimento às necessidades sociais, econômicas e de qualquer outra natureza para as gerações atuais e futuras dos norte-americanos”. Um dos principais aspectos

*Esta lei estipulou a criação de políticas públicas para promover a harmonia produtiva e recreativa entre o homem e o meio ambiente, concentrar esforços para impedir ou eliminar os danos causados ao meio ambiente e à biosfera, promover a saúde e o bem-estar humano, aumentar a base de conhecimentos sobre os sistemas ecológicos e os recursos naturais importantes para a nação, e estabelecer um conselho voltado para a qualidade ambiental.

das regulamentações promulgadas nesta lei exige a preparação de estudos de impacto ambiental (Eia) para qualquer ação no ambiente capaz de afetar a qualidade dele (Diretório Nacional de Regulamentações, artigo 40, parágrafo 6, subparágrafo A). Os Eia são revisados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA, e precisam descrever o impacto de um projeto na ecologia da região em que se pretende implementá-lo.

As fronteiras políticas separam nações, mas não dividem os ecossistemas nas regiões fronteiriças de dois ou mais países. Um exemplo é a fronteira entre os EUA e o Canadá, a qual se estende pelos Grandes Lagos (exceto o lago Michigan). Em obediência ao Tratado de Águas de Fronteira, de 1909, foi formada uma comissão especial, a *International Joint Commission*, para prevenir e resolver disputas e desenvolver uma estrutura que permitisse a atuação binacional na solução de problemas ambientais que venham a afetar as duas nações. O Acordo para a Qualidade da Água dos Grandes Lagos foi assinado em 1972 e renovado em 1978. Ele obriga os EUA e o Canadá a “preservar e manter a integridade química, física e biológica do ecossistema compreendido pela Bacia dos Grandes Lagos” (International Joint Commission, 1978). Segundo o acordo, os dois países concordaram em eliminar, na maior medida possível, os despejos de quaisquer substâncias tóxicas ou persistentes, fornecer a assistência financeira necessária para a construção de estações de tratamento de efluentes públicas, e desenvolver e implementar boas práticas para proteger os Grandes Lagos. Em 24/10/2006 a comissão recomendou que os EUA e o Canadá desenvolvessem um novo acordo, o qual estipularia as ações práticas necessárias e definiria metas, prazos e a alocação de recursos para o monitoramento e a análise da qualidade da água destes corpos lacustres.

Sem dúvida, estas regulamentações tiveram efeitos positivos significativos na proteção ambiental. A verdadeira valorização do meio ambiente pelo bem dele próprio e pelo bem-estar da humanidade exige trabalho, não apenas para garantir que estas legislações e regulamentações sejam mantidas, como também para permitir que todos os esforços de enfraquecê-las sejam vencidos.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Defina os termos *ecossistema* e *ecologia*. Quais são as diferenças entre eles?
2. Liste os diferentes níveis de nutrição dos organismos. Informe a fonte de energia, o doador de elétrons e a fonte de carbono para cada nível.
3. Descreva as produtividades primária e secundária. Dê exemplos de organismos produtores, consumidores e decompositores.
4. Liste os receptores de elétrons e os produtos finais importantes em cada tipo de decomposição (aeróbia, anóxica e anaeróbia).
5. Desenhe a teia trófica típica do lago Michigan.
6. Descreva a diferença entre uma teia trófica e uma pirâmide ecológica.
7. Descreva bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação. Como são utilizados os fatores da bioconcentração?
8. Descreva uma cultura pura.
9. Descreva como o crescimento em uma cultura mista difere do de uma cultura pura.
10. Descreva o equilíbrio dinâmico.
11. Enumere os modelos utilizados para descrever a dinâmica das populações animais. Liste os atributos e os problemas associados com cada modelo.
12. Descreva a capacidade de suporte. Explique como ela influencia o crescimento populacional. As cidades têm uma capacidade de suporte relativa aos seres humanos?
13. Ordene as principais fontes de carbono (vegetação e biomassa terrestres, atmosfera, superfície do oceano e camadas intermediárias e profundas do oceano) com base na massa de carbono total em cada uma. Qual é a forma predominante do carbono nestas fontes?
14. Liste os principais percursos do ciclo do nitrogênio, as espécies químicas que são transformadas em cada um e as espécies que acompanham estas transformações (cite um ou dois exemplos).

15. Liste os principais percursos do ciclo do fósforo, as espécies químicas que são transformadas em cada um e as espécies que acompanham estas transformações (cite um ou dois exemplos).
16. Liste os principais percursos do ciclo do enxofre, as espécies químicas que são transformadas em cada um e as espécies que acompanham estas transformações (cite um ou dois exemplos).
17. Descreva a principal diferença entre o ciclo do fósforo e os outros ciclos de nutrientes.
18. Esquematize e compare o epilímnio e o hipolímnio com relação à localização no lago, temperatura e nível de oxigênio dissolvido.
19. Descreva o processo de estratificação e renovação dos lagos.
20. Defina o epilímnio, o hipolímnio, a termoclina e o mesolímnio em um lago.
21. Defina as zonas litoral, limnética, eufótica, profunda e bentônica em um lago.
22. Explique o que determina a zona eufótica de um lago e a importância que ela tem para o crescimento biológico.
23. Descreva a classificação dos lagos em oligotróficos, mesotróficos, eutróficos, hipereutróficos ou senescentes em termos de produtividade, limpidez das águas e nível de oxigênio.
24. Explique o processo de eutrofização. Descreva a diferença entre eutrofização natural e cultural.
25. Enuncie a lei do mínimo de Liebig.
26. Cite o nutriente limitante mais comum em um lago e explique por que ele tem esta característica.
27. Liste três fontes de fósforo que podem ser controladas para reduzir a eutrofização cultural.

EXERCÍCIOS

- 5-1** A população de coelhos em uma ilha é 176 animais, e tem crescimento líquido de $0,09 \text{ ano}^{-1}$. Qual será o número de coelhos na ilha em 5, 10 e 20 anos? Utilize a equação de crescimento exponencial para calcular o número de coelhos.

Resposta: $P(5) = 276$ coelhos $P(10) = 433$ $P(20) = 1.065$

- 5-2** Recalcule o número de coelhos para os mesmos períodos se a capacidade de suporte é 386, utilizando a equação logística. Suponha que a população atual é igual à do Exercício 5-1.
- 5-3** Uma população de lobos vive em uma montanha. Existiam 26 lobos no ano 2054, e 54 em 2079. Supondo-se que o crescimento seja exponencial, qual é a constante de crescimento líquido?

Resposta: $0,029 \text{ ano}^{-1}$

- 5-4** No Exercício 5-3, qual será a população de lobos no ano 2102?

- 5-5** Com base nos dados do Exercício 5-3, uma taxa de crescimento líquido de $0,04 \text{ ano}^{-1}$ e uma capacidade de suporte igual a 159, qual será a população de lobos no ano 2102?

Resposta: 91 lobos

- 5-6** Uma população de dragões da Cólquida tem taxa de natalidade igual a 3,3 indivíduos/(indivíduo $\times$ ano) e uma taxa de mortalidade igual a 3,2 indivíduos/(indivíduo $\times$ ano).

- (a) Qual é o valor de r ?
- (b) Com base em sua resposta para o item (a), a população está crescendo, diminuindo ou é constante?
- (c) Supondo-se que o crescimento seja exponencial, qual é o tempo necessário, em anos, para que a população duplique?
- (d) Na Montanha Wondering Rock, a população atual é de 49 dragões. Qual será a população destes animais dentro de 25 anos?
- (e) Se a capacidade de suporte da Montanha Wondering Rock fosse 105, qual seria a população de dragões daqui a 25 anos (utilize o modelo logístico)?

- 5-7** A densidade inicial de bactérias é 15.100 células por litro ao final da fase de crescimento acelerado. Qual é a densidade de bactérias (em células por litro) após 28 gerações?

Resposta: $4,053 \times 10^{12}$

- 5-8** Em 7/11/2006, existiam 100 coelhos em uma ilha. A taxa de natalidade era 1,2 filhote por coelho ao ano, a de mortalidade era 0,85 coelho/ano, a de imigração era 0,45 coelho/ano e a taxa de emigração era 0,12 coelho/ano. Quantos coelhos existiam na ilha em 6/11/2007? Quantos animais viverão na ilha em 6/11/2016? Utilize o Modelo da Dinâmica Populacional Humana. Esclareça as hipóteses inerentes a ele.

- 5-9** A ilha em um lago tem um bosque, no qual existem 1334 indivíduos de abrótea da primavera. As plantas crescem a uma taxa de 0,21 indivíduo/(indivíduo $\times$ ano). A capacidade de suporte da ilha é de 3250. Qual será a população da planta daqui a 35 anos, supondo-se que ela siga o modelo de crescimento logístico?

Resposta: 3247

- 5-10** A área superficial do lago Julana é $4,1 \times 10^6 \text{ m}^2$. A profundidade média é 15 m. O lago recebe as águas de um córrego a uma vazão de $2,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A concentração de fósforo no córrego é $0,023 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Uma estação de tratamento despeja $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de efluentes, cuja concentração de fósforo é $1,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As águas oriundas por escoamento de superfície nas áreas próximas às margens do lago contribuem com $1,35 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de fósforo em média, a cada ano. A taxa anual média de sedimentação do fósforo é $0,94 \text{ ano}^{-1}$. Um rio que tem sua nascente no lago tem vazão igual a $2,42 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Supondo-se que a evaporação e a precipitação pluviométrica se anulem, qual é a concentração de fósforo no rio?

- 5-11** Você está realizando um estudo sobre a qualidade da água no lago Arjun. A área superficial é $8,9 \times 10^5 \text{ m}^2$, a profundidade média é 9 m e concentração média de fósforo no lago é $13,2 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Um córrego tributário do lago tem vazão $1,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e concentração de fósforo igual a $0,023 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As águas oriundas por escoamento de superfície nas áreas próximas às margens do lago adicionam fósforo a uma taxa anual média de $1,25 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$. Um rio com vazão de $1,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nasce no lago. Suponha que a precipitação pluvial e a evaporação compensem uma à outra. Calcule a taxa média de sedimentação do fósforo.

Resposta: $1,19 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$, ou 376 ano^{-1}

- 5-12** A concentração de diazinon no lago Pekko é $23,3 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. O fator de bioconcentração do diazinon é $337 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$. Qual é a concentração de diazinon nos peixes do lago?

- 5-13** A concentração de pentaclorofenol no lago Adonis é $42,8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Um estudo com os peixes Matsu no lago revelou que os tecidos adiposos destes animais continham $30.600 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de pentaclorofenol. Qual é o fator de bioconcentração para este peixe?

Resposta: 715

- 5-14** O fator de bioconcentração do bis (2-etilhexil) ftalato, um agente plastificante muito comum, é 5200 L/kg no organismo *Daphnia*. Se a concentração do composto em um lago é $3,6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, calcule a concentração dele em *Daphnia* em $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

- 5-15** O 1,2,3,4,7,7-heptacloro-2-norborneno é um composto similar ao toxafeno, um pesticida persistente no ambiente utilizado nas lavouras de algodão. O fator de bioconcentração da substância em peixes é $11.200 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$. Se a concentração dele é $1,1 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ no lago Greenway, estime a quantidade do composto nos peixes do lago, em $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Resposta: $12,3 \mu\text{g} \cdot \text{L}$

- 5-16** Um fazendeiro iniciou uma criação de cervos. O rebanho atual conta com 110 fêmeas com idade entre 3 e 15 meses, as quais consomem 22 MJ de energia metabolizável ao dia durante os meses de primavera. Os animais são alimentados com uma ração composta por uma mistura de 50% de trigo e 50% de silagem. O trigo contém 85% de matéria seca (MS) e 12,5 MJ de energia metabolizável por quilograma de MS. A silagem apresenta 30% de MS e 10,5 MJ de energia metabolizável por quilograma de MS. Quantos quilos de ração por dia são necessários para alimentar o rebanho?

- 5-17** No Problema 5-16, calcule a energia (em megajoules) convertida em massa corporal a cada dia. Suponha que 19% da ração consumida seja excretada como material não digerido. Dos 81% que são digeridos, 78% são usados na geração de resíduos metabólicos e calor. Os 22% restantes são incorporados como massa corporal.

Resposta: $3,92 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 5-18** Utilizando os dados fornecidos no Exemplo 5-4, calcule a massa de fósforo (em quilogramas de P_2O_5) e de potássio (em quilogramas de K_2O) por hectare de terra.

- 5-19** No ano 2, o agricultor citado no Exemplo 5-4 planeja cultivar soja, mas sem a aplicação de adubo orgânico. A soja é uma planta leguminosa capaz de fixar as quantidades necessárias de nitrogênio atmosférico para produzir boas colheitas. Quantidades adicionais de fertilizantes nitrogenados não elevam o rendimento das lavouras de soja, que necessitam de $50 \text{ kg de N} \cdot \text{hectare}^{-1}$, $35 \text{ kg de P} \cdot \text{hectare}^{-1}$ e $225 \text{ kg de K} \cdot \text{hectare}^{-1}$, segundo o agrônomo da localidade.

- (a) Determine se a aplicação de adubo orgânico no ano anterior ao início do cultivo atende à necessidade de fósforo e de potássio da soja.
- (b) Calcule os teores de fósforo e de potássio restantes no solo após a colheita do milho cultivado anteriormente. Esta plantação de milho consumiu $52 \text{ kg de P}_2\text{O}_5$ e $38 \text{ kg de K}_2\text{O}$ por hectare.

Resposta: (a) Os teores de nitrogênio e de fósforo são suficientes, mas será necessário fornecer potássio adicional.

(b) $77,3 \text{ kg de P} \cdot \text{hectare}^{-1}$
 $48,5 \text{ kg de K} \cdot \text{hectare}^{-1}$

- 5-20** O lago Colette tem área superficial de 103 ha e profundidade média de 8 m . O pH da água é $7,6$. Ele recebe as águas superficiais de um lago em região próxima, além das águas das chuvas e de águas subterrâneas. A contribuição de nitrogênio atmosférico inorgânico é insignificante. A contaminação das águas subterrâneas é a principal fonte de nitrogênio inorgânico no lago. Em abril, a precipitação foi de 62 mm . No mesmo mês, $4,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ de águas subterrâneas contendo $63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de nitrogênio inorgânico entraram no lago. Além disso, águas superficiais contendo $8,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de nitrogênio inorgânico entram no lago a uma vazão de $21,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A taxa de sedimentação do nitrogênio no lago é $49 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Um rio que tem sua nascente no lago tem vazão de $22,64 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Não há outras entradas ou saídas de água. Calcule a concentração de nitrogênio inorgânico no lago, no estado estacionário.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 5-1** Liste os principais reservatórios de carbono (vegetação e biomassa terrestres, atmosfera, superfícies dos oceanos e regiões intermediárias e mais profundas destes) com base na massa total de carbono. De que forma as emissões de dióxido de carbono geradas pelo consumo de combustíveis fósseis afetam as proporções e as formas predominantes de carbono nesses reservatórios?
- 5-2** Por que existem mais detritos orgânicos nos solos de tundra do que nos solos das florestas equatoriais?
- 5-3** Explique como as atividades humanas afetam cada um dos ciclos de nutrientes.
- 5-4** Explique como a disponibilidade do fósforo pode influenciar a absorção de nitrogênio.
- 5-5** Que iniciativas a universidade em que você estuda pode adotar para promover a conservação ambiental?
- 5-6** Escolha uma espécie ameaçada e apresente argumentos a favor e contra iniciativas de proteção.
- 5-7** A eutrofização cultural tem um lado positivo? Defenda a sua opinião.
- 5-8** As barragens que cumpriram sua função são desativadas ou demolidas. Discuta as vantagens e as desvantagens da desativação de uma barragem.
- 5-9** Quais são os impactos ambientais de uma barragem? Diante dos efeitos negativos para os rios, quais são as justificativas para a construção de uma represa? Justifique a sua resposta.

REFERÊNCIAS

- Associated Press (2007) *Ravenous, Invasive Shrimp Found in Lake Ontario*, Jan. 18, 2007, http://www.ctv.ca/servlet/ArticleNews/story/CTVNews/20070118/ravenous_shrimp_070118/20070118?hub=SciTech
- Attaran, A., D. R. Roberts, C. F. Curtis, and W. L. Kilama (2000) “Balancing Risks on the Backs of the Poor,” *Nature Medicine* 6: 729–31.
- Estabrook, V. (2007) *The Phosphorus Cycle in Lakes*, Michigan Water Research Center, <http://www.cst.cmich.edu/centers/mwrc/phosphorus%20cycle.htm>, accessed April 20, 2007.
- Fuller, K., H. Shear, J. Wittig (2006) *The Great Lakes: An Environmental Atlas and Resource Book*, U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, IL, <http://www.epa.gov/glnpo/atlas/images/big05.gif>
- Glassner-Schwayder, K. (2000) *Zebra Mussels Cause Economic and Ecological Problems in the Great Lakes*, GLSC Fact Sheet 2000-6, August 15, 2000. U.S. Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor, MI, http://www.glsc.usgs.gov/_files/factsheets/2000-6%20Zebra%20Mussels.pdf
- Government of Canada and the U.S. EPA (1995) *The Great Lakes: An Environmental Atlas and Resource Book: Natural Processes in the Great Lakes: Geology*, 3rd ed. Jointly produced by the Government of Canada, Toronto, ON, and the U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, IL, www.epa.gov/grtlakes/atlas/glat-ch2.html#4, accessed April 20, 2007.
- Hunt, L. B. (1965) “Kinetics of Pesticide Poisoning in Dutch Elm Disease,” *U.S. Fish. Wildl. Serv. Circ.* 226: 12–13.
- International Joint Commission (1978) *What Is the Great Lakes Water Quality Agreement?* Windsor, ON, <http://www.ijc.org/rel/agree/quality.html>, accessed April 20, 2007.
- Jones, J. R., and R. W. Bachmann (1976) “Prediction of Phosphorus and Chlorophyll Levels in Lakes,” *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48: 2176.
- Kestrup, Å. M., and A. Ricciardi (2008) “Occurrence of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysida) in the St. Lawrence River” *Aquatic Invasions* 3(4): 461–464.
- Kevern, N. R., D. L. King, and R. Ring (1996) “Lake Classification System—Part 1,” *The Michigan Riparian*, February, 1996, last updated 05/10/2004, <http://www.mlswa.org/lkclassif1.htm>, accessed April 20, 2007.
- Massachusetts Water Resources Authority (2002) *The State of Boston Harbor: Mapping the Harbor’s Recovery*, Boston, MA, <http://www.mwra.state.ma.us/harbor/html/2002-09.htm>
- Massachusetts Water Resources Authority (2006) October 25, 2006, letter from Michael J. Hornbrook, Chief Operating Officer to G. Haas, Massachusetts Department of Environmental Protection and Linda Murphy, U.S. EPA, www.mwra.state.ma.us/harbor/pdf/20061025amx.pdf, accessed April 20, 2007.
- Moyle, P. B., ed. (1997) *Essays in Wildlife Conservation, a Reader for WFC 10, Wildlife Conservation and Ecology*, Department of Wildlife, Fish, and Conservation Biology, University of California, Davis. Chapter 8, “Wildlife and Pollution,” <http://www.meer.org/wfcl0-a.htm>, accessed April 20, 2007.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2007) *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*, Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division, <http://www.cmdl.noaa.gov/ccgg/trends/index.php#mlo>
- Natural Resources Defense Council (1997) *The Story of Silent Spring*, <http://www.nrdc.org/health/pesticides/hcarson.asp>, accessed April 20, 2007.
- O’Keefe, T. C., S. R. Elliott, R. J. Naiman, and D. J. Norton (2002) *Introduction to Watershed Ecology*, October 2002, www.epa.gov/watertrain/ecology/rt.html
- Post, W. M., T. H. Peng, W. R. Emanuel, A. W. King, V. H. Dale, and D. L. DeAngelis (1990) “The Global Carbon Cycle,” *American Scientist*, 78: 310–26.

- Ricciardi, A., S. Avlijas, and J. Marty (2012) Forecasting the ecological impacts of the *Hemimysis anomala* invasion in North America: Lessons from other freshwater mysid introductions, *J Great Lakes Res.* 38: 7–13. doi:10.1016/j.jglr.2011.06.007.
- Ricklef, R. E. (2000) *The Economy of Nature*, 5th ed., W. H. Freeman and Co., New York.
- Roberts, D. R., S. Manguin, J. Mouchet (2000) “DDT House Spraying and Re-Emerging Malaria,” *Lancet* 356: 330–32, <http://www.malaria.org/ddtlancet.html>
- Rubin, J. (1997) *DDT Turns 20*. ABCnews.com, <http://www.cs.stedwards.edu/chem/Chemistry/CHEM29/CHEM29/ddt/DDTBan.html>, accessed April 20, 2007.
- Schnoor, J. L. (1996) *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*, Wiley and Sons, New York, pp. 342–43.
- Sweedler, A. R. (1999) *Energy Issues in the San Diego/Tijuana Region—Briefing Paper*, Center for Energy Studies, San Diego State University, San Diego, CA.
- Thomann, R. V., and J. A. Mueller (1987) *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper and Row Inc., New York.
- U.S. Census Bureau (2002) *International Database*, U.S. Census Bureau, International Programs Office, Washington, DC.
- U.S. EPA (1986) Superfund Public Health Evaluation Manual, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- U.S. EPA (2006) *Invasive Species in the Great Lakes*, last updated March 9, 2006. <http://www.epa.gov/glnpo/monitoring/indicators/exotics/cercopagis.html>
- United Nations (1998) Population Division, Dept. of Economic and Social Affairs, Geneva, Switzerland.
- United Nations (2000) *World Population Prospects, the 2000 Revision*, Vol III, Analytical Report, UN Population Division, Department of Economic and Social Affairs, p. 161, <http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2000/chapter5.pdf>
- VanLoon, G. W., and S. J. Duffy (2000) *Environmental Chemistry: A Global Perspective*. Oxford University Press, New York, p. 345.
- Vollenweider, R. A. (1975) “Input-output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology,” *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 37: 53–83.
- Western, D., and M. C. Pearl (1989) *Conservation for the Twenty-first Century*, Oxford University Press, New York, p. 55.
- Wetzel, R. G. (1983) *Limnology*, W. B. Saunders Co., Philadelphia, PA.
- Wilensky, U., and K. Reisman (1998) “Thinking Like a Wolf, a Sheep, or a Firefly: Learning Biology through Constructing and Testing Computational Theories—An Embodied Modeling Approach,” Proceedings of the Second International Conference on Complex Systems, Nashua, NH, October 1998.
- Willyard, C. (2010) “Smithsonian.com.” *Smithsonian Magazine*. 19 Apr. 2010. Accessed March 6, 2012. <http://www.smithsonianmag.com/specialsections/ecocenter/air/EcoCenter-Air-Acid-Rain-and-Our-Ecosystem.html?c=y>

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

A percepção, a avaliação e a gestão do risco

Estudo de caso: Proibido nadar!	232
6-1 INTRODUÇÃO	232
6-2 A PERCEPÇÃO DO RISCO	232
6-3 A AVALIAÇÃO DO RISCO	234
A coleta e a análise de dados	234
A avaliação da toxicidade	234
A avaliação da exposição	240
A caracterização do risco.	246
6-4 A GESTÃO DO RISCO	247
REVISÃO DO CAPÍTULO	247
EXERCÍCIOS	248
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	250
REFERÊNCIAS	250



Estudo de caso

Proibido nadar!

Onde hoje fica a lagoa, no passado existia um aterro sanitário para resíduos tóxicos. O proprietário do local era a Berlin & Farro Liquid Incineration, Inc. No fundo da lagoa de águas azuladas viam-se alguns tonéis. Suspeitava-se que armazenassem ácido clorídrico. O tom azulado das águas era devido à presença de um resíduo de cianeto. A combinação dos dois compostos químicos geraria uma nuvem de gás cianeto, que é letal. Os moradores da cidade vizinha de Swartz Creek, no Michigan, foram evacuados enquanto o Departamento Estadual de Recursos Naturais realizava a limpeza da lagoa.

Este relato de caso dá uma ideia do que são a percepção, a avaliação e a gestão do risco ambiental.

6-1 INTRODUÇÃO

Os conceitos de risco e de perigo estão interligados. O termo **perigo** implica a probabilidade de efeitos adversos ocorrerem em dada situação. O termo **risco** denota a medida desta probabilidade. Em alguns casos, a medida é subjetiva, isto é, o risco tem o caráter de uma percepção pessoal. Os cientistas e engenheiros desenvolvem modelos para avaliar riscos. Em algumas situações, dados reais são utilizados nesta tarefa. Realizamos estimativas para uma variedade de fenômenos ambientais. Exemplos incluem o risco de tornados, de furacões, de enchentes, de estiagens, de deslizamentos de terra e de incêndios florestais. Neste capítulo nossa discussão se concentra nos riscos para a saúde humana advindos da exposição a compostos químicos descartados no meio ambiente.

As duas últimas décadas foram marcadas por diversas tentativas de aumentar o rigor na condução da estimativa de riscos. Hoje, este processo é chamado de **avaliação quantitativa do risco**, ou, mais comumente, **avaliação do risco**. O uso dos resultados de uma avaliação do risco na tomada de decisão sobre políticas é chamado de **gestão do risco**. Os Capítulos 9 a 16 discutem medidas alternativas para administrar o risco com base na redução das quantidades de contaminantes no meio ambiente.

6-2 A PERCEPÇÃO DO RISCO

Comum na política, o ditado “a percepção é a realidade” é válido também nas ciências ambientais. As pessoas reagem aos perigos que percebem. Se estas percepções não forem precisas, é provável que os esforços para administrar o risco e melhorar a proteção ambiental sejam frustrados.

Alguns riscos são quantificáveis com relativa precisão. Por exemplo, as estatísticas sobre a frequência e a gravidade de acidentes de trânsito estão bem documentadas. Em contrapartida, hábitos considerados de risco, como o alcoolismo e o tabagismo, são mais difíceis de documentar. A avaliação destes hábitos exige a realização de estudos epidemiológicos complexos.

Na avaliação do risco, dados estatísticos raramente estão disponíveis para um leigo (ou até um especialista no assunto, em alguns casos). Na maioria das vezes, esta avaliação depende de inferências feitas com base na experiência pessoal. As pessoas têm a inclinação de julgar um evento como provável ou frequente se as ocorrências passadas do fenômeno forem facilmente lembradas ou imaginadas. Outro aspecto interessante é que quanto maior o número de pessoas envolvidas na avaliação do risco, menor o grau de aceitabilidade dele. Além disso, sabe-se que eventos como furacões ou terremotos distorcem o julgamento do risco de forma considerável.

A Figura 6-1 ilustra como as percepções do risco podem variar. Quatro grupos de pessoas classificaram 30 atividades e tecnologias de acordo com o risco de morte. Três grupos de moradores da cidade de Eugene, no Oregon, foram formados. O primeiro foi composto de 30 estudantes universitários, o segundo tinha 40 integrantes da Liga de Eleitoras e o terceiro 25

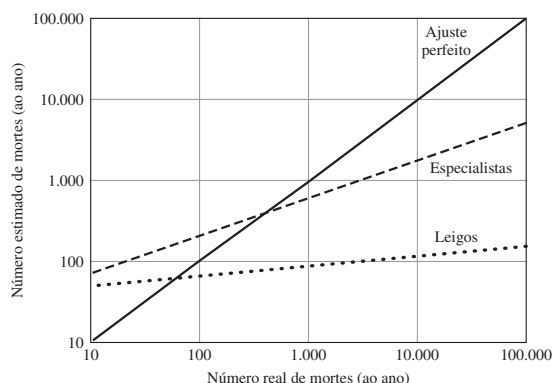


FIGURA 6-1 Avaliação da percepção do risco por especialistas e por leigos, em relação às melhores metodologias de estimativas anuais de mortes em 25 atividades e tecnologias. As retas mostradas são extrapolações lineares dos valores obtidos pelos grupos. As avaliações feitas pelos especialistas estão mais próximas dos dados reais, comparadas às avaliações feitas pelos grupos de leigos.

empresários e profissionais liberais. O quarto grupo foi formado por 15 profissionais do setor de avaliação do risco selecionados em todo o território dos Estados Unidos. Cada grupo teve de estimar a taxa média de mortalidade dessas algumas atividades e tecnologias, levando em conta que o número anual de mortos em acidentes de trânsito nos Estados Unidos era 50 mil pessoas. Os resultados da percepção do risco são mostrados na Figura 6-1. A reta com inclinação de 45° mostra o ajuste perfeito teórico. As retas relativas às avaliações feitas pelos “especialistas” e pelos “leigos” são representações do melhor ajuste entre os dados. A reta tracejada que representa os resultados dados pelos especialistas em avaliação do risco, mostra que estas estimativas estão mais próximas dos valores reais, comparada à reta dos dados gerados pelos grupos de leigos.

A percepção do risco permite calcular o risco de morte para algumas atividades comuns. Primeiro, é preciso reconhecer que a morte é um evento natural. Logo, como ponto de partida, temos que o risco de morte para qualquer pessoa viva é 100%, ou 1,0. Em 2001, ocorreram aproximadamente 3.900.000 mortes nos Estados Unidos. Destas, cerca de 541.532 foram por câncer. Se não considerarmos os fatores relativos ao envelhecimento, o risco de morrer de câncer era:

$$\frac{541.532}{3,9 \times 10^6} = 0,14$$

O risco anual (supondo-se que a expectativa de vida seja 75 anos e ignorando-se os fatores de envelhecimento) é:

$$\frac{0,14}{75} = 0,002$$

A Tabela 6-1 compara os riscos de morte associados a algumas atividades e doenças comuns.

No desenvolvimento de padrões de proteção ambiental, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos define como aceitável um aumento incremental de 10^{-7} a 10^{-4} no risco de câncer, durante a expectativa de vida da população.

Contudo, se o risco de morrer aumenta em determinado ano, o risco de morrer de outra causa no ano seguinte diminui. Muitos acidentes ocorrem nos primeiros anos de vida. Por essa razão, um acidente típico pode representar uma redução de 30 anos no período de vida de uma pessoa. Em contrapartida, doenças como o câncer causam a morte em idades mais avançadas e, se aplicarmos o raciocínio acima, percebemos que elas reduzem o período de vida em cerca de 15 anos. Logo, um risco de acidente de 10^{-6} reduz a expectativa de vida em 30×10^{-6} anos, isto é, 15 minutos em média. O mesmo nível de risco, mas de uma doença grave, diminui a vida em 8 minutos. Tem-se observado que fumar um cigarro leva 10 minutos e encurta a vida em 5 min (Wilson, 1979).

TABELA 6-1 Risco anual de morte de algumas atividades comuns

Causa de morte	Número de mortes em um ano típico	Risco individual por ano
Pneumoconiose	1.135	8×10^{-3} ou 1/125
Enfarto do miocárdio	631.636	$2,1 \times 10^{-3}$ ou 1/450
Câncer	559.888	$1,9 \times 10^{-3}$ ou 1/525
Acidente em mina de carvão	180	$1,3 \times 10^{-3}$ ou 1/770
Combate a incêndios		3×10^{-4} ou 1/3.300
Condução de motocicleta	5.154	$6,7 \times 10^{-4}$ ou 1/500
Condução de veículo automotor	45.315	$1,5 \times 10^{-4}$ ou 1/6.600
Condução de caminhão	802	$1,1 \times 10^{-4}$ ou 1/9.500
Quedas	20.823	7×10^{-5} ou 1/14.000
Futebol (média por jogador)		4×10^{-5} ou 1/25.000
Acidentes domésticos	25.000	$1,2 \times 10^{-5}$ ou 1/83.000
Ciclismo	700	$6,8 \times 10^{-6}$ ou 1/150.000
Viagens aéreas (uma viagem intercontinental ao ano)		2×10^{-6} ou 1/500.000

Fontes: Heron, Hoyet, Murphy, et al. (2009); NHTSA, 2005, 2009; Hutt, 1978; Rodricks e Taylor, 1983.

6-3 A AVALIAÇÃO DO RISCO

Em 1989 a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, a EPA, adotou um procedimento formal para a realização de avaliações de risco básico (U.S. EPA, 1989). O procedimento inclui a coleta e a análise de dados, a avaliação da toxicidade e da exposição, e a caracterização do risco. Segundo o procedimento, a avaliação do risco é realizada de forma específica para cada local. As etapas do processo são discutidas a seguir.

A coleta e a análise de dados

A análise de dados coletados em determinado local permite identificar as principais substâncias capazes de trazer riscos à saúde humana. Esta etapa inclui a obtenção de informações gerais e específicas do local, a identificação preliminar dos riscos da exposição de seres humanos e do ecossistema (com base em amostragens), e o desenvolvimento de uma estratégia de coleta de amostras.

Durante a obtenção de informações gerais, os seguintes aspectos devem ser identificados:

1. Possíveis contaminantes
2. Concentrações de contaminantes nas principais fontes e compartimentos ambientais (isto é, o ar, o solo ou a água), as características das fontes e as informações relacionadas aos riscos do despejo de compostos químicos
3. As características do meio ambiente que podem afetar o destino, o transporte e a persistência de contaminantes

A análise das informações esclarece as características do local de estudo, tais como características do solo ou as movimentações do ar e das águas subterrâneas. Estes dados ajudam a identificar as rotas e pontos de exposição mais importantes para a avaliação do risco. É possível elaborar um modelo conceitual para estes pontos e rotas com base em dados gerais e informações específicas sobre o local. Tais modelos são úteis para redefinir os dados necessários para uma avaliação mais completa.

A avaliação da toxicidade

A **avaliação da toxicidade** consiste na determinação da relação entre a exposição a um contaminante e ao aumento da probabilidade de ocorrência ou a gravidade dos efeitos adversos em decorrência deste contato. Neste capítulo, nossa atenção se concentra nos efeitos para as pessoas, embora avaliações semelhantes para plantas e animais também sejam apropriadas no âmbito

dos ecossistemas. Este procedimento inclui a identificação de perigos e a estimativa do efeito dose-resposta. A **identificação de perigos** determina os possíveis efeitos adversos da exposição a um contaminante e a gravidade destes. A avaliação do efeito dose-resposta utiliza informações quantitativas sobre a dose de um contaminante e as relaciona com a incidência de reações adversas na população exposta. Os valores de toxidez podem ser determinados com base nesta relação quantitativa e utilizados na caracterização do risco para diferentes níveis de exposição.

O principal fator que determina o grau dos danos causados por um composto é a **dose** (Loomis, 1978), definida como a massa do composto químico recebida pelo animal ou indivíduo exposto. De modo geral, é expressa em miligramas por quilograma de massa corporal (mg/kg). Alguns autores utilizam partes por milhão (ppm) em lugar de mg/kg. Quando administrada ao longo de determinado período de tempo, a dose pode ser expressa em $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, por exemplo. É preciso lembrar que a dose a qual o animal/indivíduo está exposto e a concentração do composto no meio (ar, água ou solo) são variáveis diferentes.

Para estabelecerem o grau dos danos causados por um composto, os toxicologistas precisam observar o efeito quantitativo da exposição a ele. O efeito mais drástico da exposição a uma substância é a morte. Porém, existem implicações que se manifestam de maneira muito mais sutil. Os efeitos observados no peso corporal, na química do sangue e na inibição ou na indução da atividade enzimática são exemplos de respostas graduais. Já a mortalidade e o surgimento de tumores são exemplos de respostas **quânticas** (isto é, elas se manifestam sem relação com a severidade – podem estar “presentes” ou “ausentes”). Determinada dose pode ser alta o bastante para alterar um mecanismo biológico, aumentando as chances chance de ela desencadear efeitos adversos. Para determinar-se a relação dose-resposta de um composto, é preciso investigar a magnitude das alterações observadas em um mecanismo biológico após a exposição a doses seriais dele.

A relação estatística entre a resposta de um organismo e a dose administrada é expressa como uma distribuição de frequência acumulada, chamada de **curva dose-resposta**. A Figura 6-2 ilustra o método utilizado para calcular a dose letal 50 (DL_{50}), uma medida toxicológica muito utilizada nos estudos toxicológicos. A DL_{50} é definida como a dose capaz de matar 50% dos animais de uma população. A premissa básica da curva dose-resposta diz que a variação na população de teste obedece a uma distribuição gaussiana e, portanto, que a curva dose-resposta tem as propriedades estatísticas de uma curva de frequência acumulada.

A toxicidade é um parâmetro relativo, isto é, não há uma escala absoluta para defini-lo. Determinado composto químico é sempre mais ou menos tóxico do que outro. Todavia, qualquer comparação entre substâncias diferentes não contribui com informações úteis, a menos que o organismo ou o mecanismo biológico exposto sejam invariáveis e que o efeito quantitativo utilizado como parâmetro de comparação seja o mesmo. A Figura 6-2 mostra como uma escala de toxicidade é desenvolvida. A figura revela que a DL_{50} para o composto B é maior do que a DL_{50} para o composto A. logo, para o modelo animal representado no gráfico, o composto A é mais letal do que o composto B. As relações envolvendo a toxicidade são cercadas de dificuldades. Diferentes espécies respondem de formas distintas a um mesmo agente tóxico, isto é, a DL_{50} para um camundongo pode ser muito diferente da DL_{50} para um ser humano. A forma da curva dose-resposta (isto é, sua inclinação) também varia de composto para composto. Dito de outro modo, valores elevados da DL_{50} podem estar associados a valores baixos de um parâmetro comumente utilizado em estudos toxicológicos, a dose “nível sem efeito adverso observado” (NOAEL, *no observed adverse effect level*).

A natureza de um parâmetro obtido por meios estatísticos, como a DL_{50} , dificulta a compreensão de um dos preceitos básicos da toxicologia: a mesma dose nunca produzirá o efeito biológico idêntico em todos os membros de uma população. A Figura 6-2 mostra o valor médio para cada grupo testado. Contudo, se os valores extremos forem representados como na Figura 6-3, fica claro que as respostas dos indivíduos que formam a população de estudo variam muito em relação à média. Isso indica que comparações entre valores individuais, como os de DL_{50} , podem ser enganosas, e que conhecer a inclinação média da curva dose-resposta talvez não baste para garantir a segurança de indivíduos relativamente mais sensíveis a um composto.

Em linhas gerais, a toxicidade medida em órgãos é classificada como aguda ou subaguda. A carcinogênese, a teratogênese, a toxicidade reprodutiva e a mutagênese são classificadas como efeitos crônicos. Um glossário dos termos usados em toxicologia é dado na Tabela 6-2.

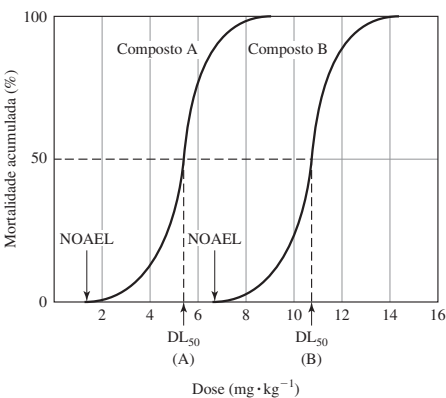


FIGURA 6-2 Curvas dose-resposta hipotéticas para dois compostos químicos (A e B) administrados a uma população uniforme. (NOAEL = nível sem efeito adverso observado.)

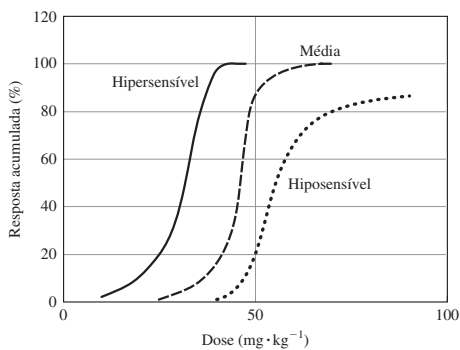


FIGURA 6-3 Relações dose-resposta hipotéticas para um composto químico administrado a uma população uniforme.

TABELA 6-2 Glossário de termos de toxicologia

Câncer	Processo de crescimento anormal em que a célula dá início a uma fase de desenvolvimento e disseminação descontrolados.
Carcinógeno	Substância causadora do câncer.
Carcinoma	Câncer do tecido epitelial. O câncer de pulmão e o câncer de pele são exemplos de carcinoma.
Genotoxicidade	Toxicidade para o material genético (DNA).
Iniciador	Composto químico que desencadeia uma mudança em uma célula e a converte, de forma irreversível, em uma célula cancerosa ou pré-cancerosa. Precisa de um promotor para dar início à carcinogênese.
Leucemias	Manifestações do câncer nas células sanguíneas e nos tecidos que as produzem.
Linfomas	Manifestações do câncer no sistema linfático (por exemplo, a doença de Hodgkin).
Metástase	Processo de disseminação ou migração de células cancerosas no organismo.
Mutagênese	Alteração no material genético da célula. As mutações podem ocorrer em células somáticas (do organismo) ou nas células germinativas (reprodutivas).
Neoplasma	Crescimento novo e anormal de um tecido.
Oncogênico	Termo que descreve compostos que causam o câncer.
Promotor	Composto químico que acerbta os efeitos da exposição prévia a um carcinógeno.
Sarcoma	Câncer dos tecidos mesodérmicos, como os tecidos adiposos e musculares.
Teratogênese	Produção de defeitos de nascença nos descendentes, após exposição do pai ou da mãe a um composto químico.
Toxicidade aguda	Efeito adverso com início rápido, duração breve e sintomas agudos.
Toxicidade crônica	Efeito adverso de manifestação normalmente lenta e cujos sinais nem sempre são percebidos.
Toxicidade reprodutiva	Queda na fertilidade, aumento na taxa de abortos espontâneos e elevação na toxicidade fetal ou embrionária (tal qual manifestada na redução do peso ou do tamanho do recém-nascido).
Toxicidade subaguda	Parâmetro mensurado utilizando-se uma dose diária durante período correspondente a 10% da expectativa de vida de um organismo, com base nos efeitos observados durante a existência dele.

Os efeitos em determinado órgão são classificados em agudos, subagudos e crônicos. Porém, os limites destas categorias não são claros.

A vasta maioria dos dados utilizados na identificação de compostos perigosos e, sobretudo, na quantificação destas substâncias são baseados em estudos com animais. Além da dificuldade de confirmar que os resultados obtidos para uma espécie são válidos para outra, os testes em animais usados para estimar-se a reposta a doses baixas de compostos são complexos. O Exemplo 6-1 ilustra este problema.

EXEMPLO 6-1

Um experimento foi desenvolvido para descobrir se um composto tem uma probabilidade igual a 5% de causar tumores. Mil animais, divididos em 10 grupos com 100 indivíduos cada, receberam uma dose idêntica do composto. Um grupo de controle, também com 100 animais, foi exposto às mesmas condições ambientais do grupo-teste, mas sem a administração do composto, pelo mesmo período de tempo. A tabela abaixo mostra os resultados obtidos:

Grupo	Número de tumores	Grupo	Número de tumores
A	6	F	9
B	4	G	5
C	10	H	1
D	1	I	4
E	2	J	7

Não foram detectados tumores nos animais do grupo de controle (o que, todavia, não é provável em cenários reais).

Solução O número médio de tumores foi 4,9%. Estes resultados tendem a confirmar que a probabilidade de o composto causar tumores seja 5%.

Se, em lugar de 1000 animais (10 grupos de 100 indivíduos) tivéssemos utilizado apenas 100, é fácil perceber que, levando-se em conta os resultados da análise estatística, alguns dos resultados seriam muito anormais. Isto é, o risco encontrado seria da ordem de 1 a 10%.

Observe que um risco de 5% contaminação ambiental (um nível de probabilidade de 0,05) é muito alto, em comparação com o patamar definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, que é de 10^{-7} a 10^{-4} .

Os estudos em animais conseguem detectar riscos da ordem de 1% apenas. Os toxicologistas adotam modelos matemáticos para extrapolar os dados obtidos com animais para populações humanas.

Um dos aspectos mais controversos da avaliação toxicológica diz respeito ao método escolhido para extrapolar, para uma população de seres humanos, a curva dose-resposta de um composto carcinogênico obtida a partir de altas doses administradas em uma cobaia animal, em laboratório. Principalmente porque as doses às quais os humanos estão expostos no meio ambiente normalmente são baixas. A avaliação mais conservadora, isto é, a avaliação baseada em uma hipótese de pior caso, considera que qualquer evento genético capaz de alterar o DNA tem potencial carcinogênico. Ela é chamada de hipótese de modelo linear de um foco*, cujo pressuposto básico afirma que não existe uma dose abaixo da qual o risco seja zero. Logo, para os carcinógenos, não há nível sem efeito adverso observado (NOAEL), e a curva dose-resposta passa pela origem.

*N. de R.T.: “Existe uma série de “modelos-foco” (*hit models*) para câncer, nos quais um foco é definido como um evento celular crítico que deve ocorrer antes que um efeito tóxico seja produzido. O modelo mecanístico mais simples é o modelo linear de um foco (um estágio), em que somente um foco ou uma interação celular crítica é necessária para que a célula seja alterada”. Fundamentos de Toxicologia de Casarett e Doull (lange), 2ª ed. Mc Graw Hill. Curtis D. Klaassen & John B. Watkins III, 2010.

Muitos modelos foram desenvolvidos para extrapolar dados de laboratório para as exposições a doses reduzidas no ambiente natural. A escolha do modelo mais adequado é uma questão predominantemente política, não científica, porque os dados não confirmam nem refutam um modelo. O modelo linear de um foco é utilizado com frequência para esta finalidade.

$$P(d) = 1 - \exp(-q_0 - q_1 d) \quad (6-1)$$

onde $P(d)$ = risco (probabilidade) de um câncer se desenvolver durante a vida
 d = dose

q_0 e q_1 = parâmetros de melhor ajuste

Este é o modelo mais simples para avaliar a carcinogênese, isto é, um único evento genético associado à exposição a determinado composto é capaz de causar um tumor.

A taxa inicial de incidência do câncer, $P(O)$, pode ser representada expandindo-se a exponencial:

$$\exp(x) = 1 + x + \frac{x^2}{2!} + \dots + \frac{x^n}{n!} \quad (6-2)$$

Para valores de x pequenos, a expansão pode ser estimada com a expressão:

$$\exp(x) \approx 1 + x \quad (6-3)$$

Supondo-se que a taxa inicial de incidência seja baixa:

$$P(O) = 1 - \exp(-q_0) \approx 1 - [1 + (-q_0)] = q_0 \quad (6-4)$$

Dito de outro modo, q_0 corresponde à incidência inicial de câncer. Quando as taxas de incidência pós-exposição são baixas, é possível expressar o modelo de um foco como:

$$P(d) \approx 1 - [1 - (q_0 + q_1 d)] = q_0 + q_1 d = P(O) + q_1 d \quad (6-5)$$

Para doses baixas, o risco adicional de câncer em relação ao risco basal pode ser estimado segundo a expressão:

$$A(d) = P(d) - P(O) = [P(O) + q_1 d] - P(O) \quad (6-6)$$

ou

$$A(d) = q_1 d \quad (6-7)$$

Portanto, este modelo supõe que a probabilidade de um câncer se desenvolver ao longo da vida de um indivíduo tem relação com a dose de exposição.

Alguns autores preferem um modelo baseado na hipótese de que os tumores são formados como resultado de uma sequência de eventos biológicos. Este modelo é chamado de modelo multiestágio.

$$P(d) = 1 - \exp[-(q_0 + q_1 d + q_2 d^2 + \dots + q_n d^n)] \quad (6-8)$$

onde os valores de q_i são selecionados para se ajustarem aos dados. O modelo de um estágio é um caso especial do modelo multiestágio.

Para avaliações toxicológicas, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos utiliza o **modelo multiestágio linearizado**, o qual é uma versão modificada do modelo multiestágio. O modelo multiestágio linearizado pressupõe que é possível realizar uma regressão linear a partir de doses elevadas para doses reduzidas. Com doses baixas, a inclinação da curva dose-resposta é representada por um **fator de carcinogenicidade (FC)**, expresso em unidades de risco por unidades de dose, ou risco ($\text{kg} \cdot \text{dia} \cdot \text{mg}^{-1}$).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos tem uma base de dados toxicológicos, chamada de **IRIS (Integrated Risk Information System)**, ou sistema integrado de informações sobre risco, a qual armazena informações sobre carcinógenos em potencial. A IRIS inclui valores sugeridos para o fator de carcinogenicidade. Uma lista de fatores de carcinogenicidade para vários compostos é dada na Tabela 6-3.

Ao contrário dos carcinógenos, as substâncias não carcinogênicas têm uma dose abaixo da qual não há efeito observado, isto é, elas têm uma dose NOAEL. A Agência de Proteção

TABELA 6-3 Os fatores de carcinogenicidade de alguns carcinógenos em potencial^a

Composto	FC _o (kg · dia · mg ⁻¹)	FC _i (kg · dia · mg ⁻¹)
Arsênico	1,5	15,1
Benzeno	0,015	0,029
Benzo(a)pireno	7,3	n.d.
Cádmio	n.d.	6,3
Tetracloroeto de carbono	0,13	0,0525
Clorofórmio	0,0061	0,08
Cromo VI	n.d.	42,0
DDT	0,34	0,34
1,1-Dicloroetileno	0,6	0,175
Dieldrin	16,0	16,1
Heptaclor	4,5	4,55
Hexacloroetano	0,014	0,014
Cloreto de metileno	0,0075	0,00164
Bifenilas policloradas	0,04	n.d.
2,3,7,8-TCDD ^b	$1,5 \times 10^5$	$1,16 \times 10^5$
Tetracloroetileno ^b	0,052	0,002
Tricloroetileno ^c	excl.	0,006
Cloreto de vinila ^b	1,9	n.d.

FC_o = fator de carcinogenicidade, via oral; FC_i = fator de carcinogenicidade, inalação; excl. = excluído da base de dados da IRIS; n.d. = não disponível.

^a Valores atualizados com frequência. Consulte as bases de dados da IRIS e HEAST para valores atualizados.

^b *Annual Health Effects Assessment Summary Tables* (HEAST), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, 540/R-94/036, 1994.

^c Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, Centro Nacional de Avaliações Ambientais, <http://www.epa.gov/ncea>.

Fonte: Base de dados da IRIS, Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, setembro de 2005 (exceto onde informado ao contrário).

Ambiental dos Estados Unidos estimou a quantidade diária aceitável, ou dose de referência (DR), a qual provavelmente não tem risco mensurável associado. A dose de referência é obtida dividindo-se a dose sem efeito observado por fatores de segurança, o que permite considerar a extrapolação dos dados obtidos em modelos animais para os seres humanos. A sensibilidade e outras incertezas no desenvolvimento dos dados também são extrapolados. Uma lista com diversos compostos e suas doses de referência é dada na Tabela 6-4.

As limitações dos estudos com animais. Nenhuma espécie é capaz de refletir a resposta humana com 100% de exatidão. Alguns efeitos vistos em animais de laboratório também são registrados em pessoas. Da mesma forma, muitos dos efeitos observados em pessoas podem ser detectados em animais. As exceções mais importantes dizem respeito à toxicidade dependente de mecanismos imunológicos. É muito difícil, senão impossível, induzir em animais de laboratório as reações de sensibilização observadas em seres humanos. O procedimento para validar dados de animais para um conjunto de pessoas consiste em encontrar a espécie “certa” e o estudá-la no contexto adequado. Porém, as diferenças observadas normalmente são de natureza quantitativa, não qualitativa.

As pesquisas procuram meios para que a carcinogenicidade observada com a aplicação ou da administração de um composto químico a animais de laboratório possa ser extrapolada

TABELA 6-4 Doses de referência de alguns compostos químicos capazes de gerar efeitos não carcinogênicos crônicos^a

Composto	DR oral (mg · kg ⁻¹ · dia ⁻¹)	Composto	DR oral (mg · kg ⁻¹ · dia ⁻¹)
Acetona	0,9	Fenol	0,3
Bário	0,2	PCBs	
Cádmio	0,0005	Aroclor 1016	$7,0 \times 10^{-5}$
Clorofórmio	0,01	Aroclor 1254	$2,0 \times 10^{-5}$
Cianeto	0,02	Prata	0,003
1,1-Dicloroetileno	0,05	Tetracloroetileno	0,01
Ácido cianídrico	0,02	Tolueno	0,2
Diclorometano	0,06	1,2,4-Triclorobenzeno	0,01
Pentaclorofenol	0,03	Xilenos	0,2

^a Valores revisados com frequência. Consultar a base de dados da IRIS para valores atualizados.

Fonte: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, base de dados da IRIS, 2005.

também para seres humanos, por conta da gravidade das consequências de se ignorar esta possibilidade. Contudo, a indução lenta e sutil da toxicidade – devido aos efeitos de fatores secundários (meio ambiente, idade, etc.) – muito dificilmente é validável para outra espécie. Esta extrapolação tornou-se ainda mais complicada quando a incidência da toxicidade está restrita a um pequeno subconjunto mais sensível de uma população.

As limitações dos estudos epidemiológicos. Os estudos epidemiológicos sobre a toxicidade em populações humanas enfrentam quatro dificuldades principais. A primeira é que são necessárias populações muito grandes para poder-se detectar frequências baixas de determinado efeito tóxico. Segundo, às vezes é necessário adotar um período de latência longo, ou muito variável, entre a exposição ao agente tóxico e o surgimento de um efeito mensurável. Terceiro, a competição entre diferentes respostas toxicológicas observadas pode dificultar a atribuição de uma relação clara entre causa e efeito. Por exemplo, o tabagismo, o alcoolismo, a dependência química e características pessoais como sexo, raça, idade e o histórico de doenças anteriores tendem a mascarar a exposição a agentes no meio ambiente. Quarto, muitos estudos epidemiológicos são baseados em dados coletados em regiões delimitadas por fronteiras políticas específicas, que não necessariamente coincidem com os limites de uma extensão ambiental tais quais demarcados por um aquífero ou pelos ventos predominantes na região de estudo.

A avaliação da exposição

O objetivo da avaliação da exposição é estimar a magnitude do contato direto com compostos químicos que apresentem algum potencial de risco. A magnitude da exposição é função da absorção do composto e das vias de exposição. Em muitos casos não é possível estabelecer a via de exposição mais importante. Por essa razão, do ponto de vista científico, excluir das avaliações uma ou mais vias de exposição não é indicado. A abordagem mais razoável considera as chances de contato de um indivíduo com meio contaminado, em qualquer via de entrada. A Tabela 6-5 resume as principais vias de entrada de um contaminante no organismo.

A avaliação de todas as principais fontes de exposição é chamada de **avaliação da exposição total** (Butler et al., 1993). A revisão dos dados disponíveis permite que concentremos nossas atenções em uma via de entrada específica. A exclusão de uma via de entrada é justificada quando:

1. A exposição a partir dela é menor do que a exposição por outras vias envolvendo o mesmo meio e o mesmo sítio de exposição.
2. A magnitude da exposição a partir da via é baixa.
3. A probabilidade de exposição é baixa e o risco de incidentes não é significativo.

Existem dois métodos para quantificar a exposição, os métodos de estimativas pontuais e os métodos probabilísticos. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos utiliza as estimativas pontuais para calcular uma aproximação do valor da **exposição máxima razoável**

TABELA 6-5 Meios com potencial para contaminação e suas vias de exposição

Meio	Via de exposição em potencial
Águas subterrâneas	Ingestão, contato com a pele, inalação (durante o banho)
Águas superficiais	Ingestão, contato com a pele, inalação (durante o banho)
Sedimentos	Ingestão, contato com a pele
Ar	Inalação de compostos químicos transportados pelo ar (na fase vapor) (em ambientes internos e externos) Inalação de particulados (em ambientes internos e externos)
Solo/poeira	Ingestão acidental, contato com a pele
Alimentos	Ingestão

(EMR). Uma vez que este modelo gera estimativas muito conservadoras, alguns cientistas acreditam que os modelos probabilísticos são mais realistas (Finley e Pasutenbach, 1994). Nossa discussão se concentrará na técnica da estimativa pontual adotada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

A EMR é definida como a maior exposição com chances razoáveis de ocorrer. É uma estimativa conservadora, no intervalo dos níveis de exposição possíveis. Duas etapas estão envolvidas na estimativa da EMR. A primeira é a previsão das concentrações durante a exposição com base em um modelo de transporte, como o modelo da pluma gaussiana da dispersão atmosférica. Após, são calculados os níveis de absorção específicos para cada via, utilizando-se as estimativas de concentração durante a exposição. A equação abaixo é uma representação matemática geral da absorção.

$$ACD = C \left[\frac{(TC)(FED)}{PC} \right] \left(\frac{1}{TME} \right) \tag{6-9}$$

- onde* ACD = absorção crônica diária (em mg/kg de peso corporal dia)
C = concentração química, ao longo do período de exposição (por exemplo, mg · L⁻¹ em água)
TC = taxa de contato com o meio, isto é, a quantidade de meio contaminado em contato com o organismo por unidade de tempo ou evento (por exemplo, em L/dia)
FED = frequência de exposição e duração, descreve a frequência que ocorre e a duração da exposição. Frequentemente é calculada utilizando-se dois termos:
FE = frequência de exposição, expressa em dias/ano
DE = duração da exposição, expressa em anos
PC = peso corporal, isto é, o peso médio do corpo do organismo ao longo do período de exposição (em kg)
TME = tempo de exposição médio (em dias)

Todavia, outras variáveis também são utilizadas para estimar a absorção de um composto, para cada meio e sua correspondente via de exposição. Por exemplo, no cálculo da absorção por inalação de compostos químicos presentes no ar, a taxa de inalação e o tempo de exposição são necessários. As equações relativas ao meio e às vias de exposição são dadas na Tabela 6-6. Os valores utilizados nas equações de absorção são listados na Tabela 6-7.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos considera ainda outras hipóteses no cálculo da exposição, as quais não são dadas nas Tabelas 6-6 e 6-7. Na ausência dos dados comumente empregados, o valor normalmente aceito da FE para residentes é 350 dias/ano, o qual considera ausências dos moradores por alguns dias (devido a férias, por exemplo). De modo análogo, o valor mais comum da FE de trabalhadores é 250 dias/ano, com base em uma jornada de trabalho de cinco dias ao longo de 50 semanas.

Devido ao risco de o processo de avaliação ser considerado um **risco incremental** de câncer, o cálculo da exposição é baseado na hipótese de que os efeitos desta doença sejam cumulativos ao

*Em inglês, a notação dada na Equação 6-9 e as expressões seguintes seguem o padrão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

TABELA 6-6 Equações de exposição para diversas vias, para um residente em determinada área

Ingestão de água potável

$$ACD = \frac{(CCAg)(TI)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-10)$$

Ingestão durante o nado

$$ACD = \frac{(CCAg)(TC)(TE)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-11)$$

Contato da derme com a água

$$DA = \frac{(CCAg)(APC)(CPD)(TE)(FE)(DE)(FC)}{(PC)(TME)} \quad (6-12)$$

Ingestão de compostos químicos no solo

$$ACD = \frac{(CCS)(TI)(FC)(FI)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-13)$$

Contato da derme com o solo

$$DA = \frac{(CCS)(FC)(APC)(FA)(FAS)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-14)$$

Inalação de compostos químicos no ar (em fase vapor)

$$ACD = \frac{(CCAr)(TI)(TE)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-15)$$

Ingestão de frutas, vegetais, peixes e crustáceos contaminados

$$ACD = \frac{(FC)(TI)(FI)(FE)(DE)}{(PC)(TME)} \quad (6-16)$$

Onde

FAS = fator de absorção para contaminante de solo (adimensional)

DA = dose absorvida (em $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)FA = fator de aderência do solo na pele (em mg/cm^2)

TME = tempo médio de exposição (em dias)

PC = peso corporal (em kg)

CCAr = concentração do contaminante no ar (em $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)ACD = absorção crônica diária (em $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)FC = fator de conversão volumétrica da água ($1 \text{ L} \cdot 1000 \text{ cm}^{-3}$)= fator de conversão do solo ($10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}$)TC = taxa de contato ($\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$)CCS = concentração do composto no solo (em $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)CCAg = concentração do composto na água (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

DE = duração da exposição (em anos)

FE = frequência da exposição (em $\text{dias} \cdot \text{ano}^{-1}$ ou $\text{eventos} \cdot \text{ano}^{-1}$)TE = tempo de exposição ($\text{h} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou $\text{h} \cdot \text{evento}^{-1}$)

FI = fração ingerida (adimensional)

TI = taxa de ingestão (em $\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou $\text{mg de solo} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou $\text{kg} \cdot \text{refeição}^{-1}$)= taxa de inalação (em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)CPD = constante de permeabilidade dérmica (em $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$)APC = área da pele exposta ao contato (em cm^2)

TABELA 6-7 Valores recomendados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para estimar a absorção

Parâmetro	Valor padrão
Peso corporal médio, mulher adulta	65,4 kg
Peso corporal médio, homem adulto	78 kg
Peso corporal médio, criança	
6-11 meses	9 kg
1-5 anos	16 kg
6-12 anos	33 kg
Quantidade de água ingerida ao dia, adulto ^a	2,3 L
Quantidade de água ingerida ao dia, criança ^a	1,5 L
Volume de ar inspirado ao dia, mulher adulta	11,3 m ³
Volume de ar inspirado ao dia, homem adulto	15,2 m ³
Volume de ar inspirado ao dia, criança (3-5 anos)	8,3 m ³
Quantidade de peixe consumida ao dia, adulto	6 g · dia ⁻¹
Taxa de água engolida, natação	50 mL · h ⁻¹
Área da pele exposta ao contato, homem adulto	1,94 m ²
Área da pele exposta ao contato, mulher adulta	1,69 m ²
Área da pele exposta ao contato, criança	
3-6 anos (média para meninos e meninas)	0,720 m ²
6-9 anos (média para meninos e meninas)	0,925 m ²
9-12 anos (média para meninos e meninas)	1,16 m ²
12-15 anos (média para meninos e meninas)	1,49 m ²
15-18 anos (mulheres)	1,60 m ²
15-18 anos (homens)	1,75 m ²
Taxa de ingestão de solo, criança 1-6 anos	100 mg · dia ⁻¹
Taxa de ingestão de solo, pessoas com mais de 6 anos	50 mg · dia ⁻¹
Fator de aderência do solo na pele, jardineiros	0,07 mg · cm ⁻²
Fator de aderência do solo, solo úmido	0,2 mg · cm ⁻²
Duração da exposição	
Por toda a vida	75 anos
Em uma residência, 90-esimo percentil ¹	30 anos
Mediana nacional	5 anos
Tempo médio de exposição	(DE)(365 dias/ano)
Frequência de exposição (FE)	
Natação	7 dias/ano
Consumo de peixe e crustáceos	48 dias/ano
Tempo de exposição (TE)	
Ducha, 90-esimo percentil	30 minutos
Ducha, 50-esimo percentil	15 minutos

^a 90-esimo percentil

Fonte: U.S. EPA, 1989, 1997, 2004.

longo da vida, e que doses elevadas aplicadas durante um tempo curto tenham efeito equivalente ao de doses baixas administradas por períodos prolongados. Embora a validade desta hipótese seja discutível, o cálculo do risco padrão a considera com base na DE de 75 anos e em um TME de 27.375 dias (isto é, 365 dias/ano, ao longo de 75 anos). No cálculo dos efeitos não carcinogênicos, TME é igual a DE (Nazaroff e Alvarez-Cohen, 2001).

EXEMPLO 6-2

Estime a absorção diária crônica média para o benzeno decorrente da exposição a água potável contendo a concentração máxima aceitável da substância (CMA), a qual é $0,005 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Suponha que a pessoa exposta seja um homem adulto que consome a quantidade de água média para um indivíduo deste grupo por 63 anos*, que pratica a natação em uma piscina pública por 30 minutos, três vezes por semana (a água é fornecida pela empresa municipal), entre as idades de 30 e 75. Ele toma longas duchas, de 30 minutos, todos os dias. Suponha que a concentração de benzeno no ar durante a ducha seja $5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (McKone, 1987). Segundo a literatura especializada, a absorção dérmica de benzeno contido na água é $0,0020 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. (É o parâmetro CPD, dado na Tabela 6-6. A CPD pode ser expressa também em $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ ou $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$.) A absorção cutânea direta durante as duchas não passa de 1% do benzeno disponível, porque a maior parte da água não mantém contato com a pele por tempo longo o bastante (Byard, 1989).

Solução A Tabela 6-5 mostra que o consumo de água potável abre cinco vias de exposição: (1) a ingestão, (2) o contato com a pele com a água durante uma ducha, (3) a natação, (4) a inalação de vapor durante uma ducha e (5) a ingestão durante a natação.

Começamos calculando a ACD para a ingestão (Equação 6-10):

$$\begin{aligned} \text{ACD} &= \frac{(0,005 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(2,3 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(63 \text{ anos})}{(78 \text{ kg})(75 \text{ anos})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})} \\ &= 1,24 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

A concentração do composto na água (CCAg) é igual à CMA do benzeno. Como vimos no enunciado do problema e na nota de rodapé, o consumo de água pelo indivíduo é igual à taxa válida para um adulto do sexo masculino ao longo de uma duração de exposição (DE) igual à sua idade adulta. A taxa de ingestão (TI) e o peso corporal (PC) são dados na Tabela 6-7. O tempo médio de exposição de 365 dias/ano por 75 anos é o valor geralmente aceito pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, como vimos na página 243.

A Equação 6-12 precisa ser utilizada para estimar a dose absorvida durante as duchas:

$$\begin{aligned} \text{DA} &= \frac{(0,005 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1,94 \text{ m}^2)(0,0020 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1})(0,50 \text{ h} \cdot \text{evento}^{-1})}{(78 \text{ kg})(75 \text{ anos})} \\ &\quad \times \frac{(1 \text{ evento} \cdot \text{d}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(63 \text{ anos})(10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})}{(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})} \\ &= 1,04 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

Como no cálculo anterior, CCAg equivale à CMA do benzeno. APC é a área da pele de um adulto. O valor de CPD é dado no enunciado do problema. O tempo de uma “ducha longa” é considerado como o valor do nonagésimo percentil** (dado na Tabela 6-7), e os 63 anos são obtidos como mostrado no cálculo anterior.

Uma vez que apenas 1% da quantidade calculada está disponível para a absorção durante uma ducha (por conta do tempo de contato reduzido), a dose real absorvida por contato com a pele é:

$$\text{DA} = (0,01)(1,04 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}) = 1,04 \times 10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$$

*O valor é baseado na Tabela 6-7: o valor relativo ao consumo durante a expectativa de vida média, 75 anos, menos o valor do consumo de uma criança, normalmente até os 12 anos de idade.

** O nonagésimo percentil é o valor abaixo do qual se encontram os valores de noventa por cento dos indivíduos de uma população.

O cálculo da dose absorvida durante a natação segue um procedimento semelhante:

$$\begin{aligned}
 DA &= \frac{(0,005 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1,94 \text{ m}^2)(0,0020 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1})(0,5 \text{ h} \cdot \text{evento}^{-1})}{(78 \text{ kg})(75 \text{ anos})} \\
 &\times \frac{(3 \text{ eventos} \cdot \text{semana}^{-1})(52 \text{ semanas} \cdot \text{ano}^{-1})(45 \text{ anos})(10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})}{(365 \text{ dias}) \cdot (\text{ano}^{-1})} \\
 &= 3,19 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}
 \end{aligned}$$

Neste caso, uma vez que a imersão do corpo humano na água é quase total durante todo o período de contato e a oferta de água é praticamente ilimitada, não há redução da disponibilidade. O valor do TE é calculado com base na duração da natação (30 minutos, ou $0,5 \text{ h} \cdot \text{evento}^{-1}$). A FE é avaliada levando-se em conta o número de eventos de natação semanais e o número de semanas em um ano. A DE é avaliada utilizando-se o tempo de vida e a idade em que a prática da natação começou ($75 \text{ anos} - 30 \text{ anos} = 45 \text{ anos}$).

A TI devida às duchas é estimada com a Equação 6-15:

$$\begin{aligned}
 ACD &= \frac{(5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})(10^{-3} \text{ mg} \cdot \mu\text{g}^{-1})(0,633 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1})(0,50 \text{ h} \cdot \text{evento}^{-1})}{(78 \text{ kg})(75 \text{ anos})} \\
 &\times \frac{(1 \text{ evento} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(63 \text{ anos})}{(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})} \\
 &= 1,70 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}
 \end{aligned}$$

A taxa de inalação (TI) é encontrada na Tabela 6-7, e é convertida na unidade base hora. Os valores de TE e FE são dados no enunciado do problema. Como pressupomos acima, a idade adulta está compreendida entre os 12 e os 75 anos.

A ingestão durante a natação é calculada aplicando-se a Equação 6-11:

$$\begin{aligned}
 ACD &= \frac{(0,005 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(50 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1})(10^{-3} \text{ L} \cdot \text{mL}^{-1})(0,5 \text{ h} \cdot \text{evento}^{-1})}{(78 \text{ kg})(75 \text{ anos})} \\
 &\times \frac{(3 \text{ eventos} \cdot \text{semana}^{-1})(52 \text{ semanas} \cdot \text{ano}^{-1})(45 \text{ anos})}{(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})} \\
 &= 4,11 \times 10^{-7} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}
 \end{aligned}$$

A taxa de contato (TC) é a taxa de ingestão de água. Ela é determinada com base na Tabela 6-7. Outros valores foram obtidos de modo análogo aos dados relativos ao contato com a pele durante a natação.

Logo, a exposição total é estimada em:

$$\begin{aligned}
 ACD_T &= 1,24 \times 10^{-4} + 1,04 \times 10^{-6} + 3,19 \times 10^{-5} + 1,70 \times 10^{-5} + 4,11 \times 10^{-7} \\
 &= 1,74 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}
 \end{aligned}$$

Estes cálculos mostram que, neste caso, a ingestão de água é o fator prevalente na ingestão de benzeno.

A caracterização do risco

Na etapa de caracterização do risco são revisados todos os dados relativos à exposição e às avaliações toxicológicas para confirmar as conclusões qualitativas e quantitativas sobre ele. Após, são calculados os riscos para cada meio e via de entrada. Esta etapa inclui a avaliação dos efeitos cumulativos devido à presença de mais de um contaminante e à combinação dos riscos associados a todas as vias de entrada.

Para riscos de câncer associados a doses reduzidas (abaixo de 0,01), a avaliação quantitativa do **risco incremental** relativo a um único composto, em uma só via, é calculada segundo:

$$\text{Risco} = \text{absorção} \times \text{fator de carcinogenicidade} \quad (6-17)$$

onde a absorção é calculada utilizando-se uma das equações dadas na Tabela 6-6, ou expressões equivalentes. O fator de carcinogenicidade está disponível na base de dados IRIS (ver, por exemplo, a Tabela 6-3). Para níveis mais elevados de fatores de risco carcinogênico incremental (acima de 0,01), o modelo de um estágio é utilizado.

$$\text{Risco} = 1 - \exp [-I(\text{absorção})(\text{fator de carcinogenicidade})] \quad (6-18)$$

A medida utilizada para descrever o potencial de toxicidade não carcinogênica em um indivíduo não é expressa como probabilidade. Ao contrário, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos utiliza o quociente de risco para efeitos não cancerígenos, abreviado como índice de risco (IR):

$$\text{IR} = \frac{\text{absorção}}{\text{DR}} \quad (6-19)$$

Estas relações não devem ser interpretadas como probabilidades estatísticas. Uma relação de 0,001 não significa que existe uma chance em mil de um evento ocorrer. Se o IR ultrapassa a unidade, é possível que ocorram efeitos não cancerígenos. Em linhas gerais, quanto mais o valor estiver acima de 1, maior será o risco.

Quando diversas substâncias atuam na mesma via, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos soma os riscos associados a cada uma:

$$\text{Risco}_T = \sum \text{risco}_i \quad (6-20)$$

Quando são consideradas múltiplas vias:

$$\text{Risco total de exposição} = \sum \text{risco}_{ij} \quad (6-21)$$

onde i = número de compostos e j = número de vias.

De modo análogo, o índice de risco associado a diversas substâncias e vias é estimado com a expressão:

$$\text{Índice de risco} = \sum \text{HI}_{ij} \quad (6-22)$$

Em seus documentos oficiais, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos recomenda a divisão do índice de risco em crônico, subcrônico e exposição por curto prazo. Embora as pesquisas indiquem que a soma dos riscos seja um procedimento razoável (Silva et al., 2002), não há consenso sobre a real validade desta abordagem. Isto é, o risco associado ao um carcinógeno que causa tumor no fígado pode ser somado ao risco associado a uma substância causadora de tumores no estômago? De qualquer modo, a soma dos riscos é sempre a abordagem mais conservadora.

EXEMPLO 6-3

Com base nos resultados do Exemplo 6-2, estime o risco de exposição a uma água contendo a CMA de benzeno.

Solução A Equação 6-21 na forma:

$$\text{Risco total de exposição} = \sum \text{Risco}_j$$

pode ser utilizada para estimar este risco. Uma vez que o problema envolve apenas um composto, o benzeno, o valor de i é 1. A exposição total no Exemplo 6-2 incluiu as vias oral e de

inalação. Além disso, há diferentes fatores de carcinogenicidade para cada via, como mostra a Tabela 6-3. Logo, o risco associado a cada via é calculado, e os valores são somados. Não temos um fator de carcinogenicidade para o contato direto e, por esta razão, vamos supor que ele seja igual ao fator associado à ingestão pela via oral. O risco é:

$$\begin{aligned}\text{Risco} &= (1,57 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1})(1,5 \times 10^{-2} \text{ kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}) \\ &\quad + (1,70 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1})(2,9 \times 10^{-2} \text{ kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}) \\ &= 2,85 \times 10^{-6} \text{ ou } 2,9 \times 10^{-6}\end{aligned}$$

Este é o risco total, por toda a vida (75 anos) para o benzeno presente na água potável, na CMA. Outra maneira de interpretar este resultado consiste em estimar o número de pessoas que pode desenvolver o câncer. Por exemplo, em uma população de 2 milhões de pessoas:

$$(2 \times 10^6)(2,85 \times 10^{-6}) = 5,7, \text{ ou } 6 \text{ pessoas podem ter câncer.}$$

Este valor está dentro dos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, isto é, um risco da ordem de 10^{-4} a 10^{-7} . É claro que este valor não inclui os riscos associados a todas as fontes de benzeno ou todas as vias de contato. Mesmo assim, o valor obtido, comparado com outros riscos observados no cotidiano, é muito pequeno.

6-4 A GESTÃO DO RISCO

Muito embora a ideia de risco zero seja interessante, ela não se confirma na prática. Qualquer atividade, desde a condução de um carro até o consumo de água contendo benzeno, mesmo em concentrações permitidas, tem um risco associado. Nem a proibição de alguns compostos, como as PBCs, por exemplo, é capaz de removê-los de ambientes já contaminados por eles. Nesse sentido, a gestão do risco compreende um conjunto de medidas adotadas na escolha da magnitude do risco tolerável em circunstâncias específicas (NRC, 1983). Esta decisão tem caráter político, uma vez que considera os resultados da avaliação do risco em relação aos custos e vantagens associados a sua redução. A opinião pública também tem peso nesta decisão. Por exemplo, um gestor do risco descobre que, se for absolutamente necessário evitar o risco de contaminação (isto é, apenas níveis muito baixos, da ordem de 10^{-7} , são aceitáveis), então os custos da redução da concentração do contaminante envolvido possivelmente serão muito elevados.

As opções para a redução do risco se dividem em três categorias: as alterações no ambiente, as modificações na exposição, e a compensação dos efeitos. Em muitos casos, são adotadas combinações destas opções. A Equação 6-9 dá uma ideia das alternativas disponíveis. Estas incluem a modificação do ambiente e a redução da concentração dos compostos com medidas específicas e a alteração da exposição baseada na limitação da absorção dos compostos (isto é, a taxa de contato, TC) e na redução do tempo de exposição (TE), como por exemplo fornecendo alertas e restrições dietéticas, ou restringindo o acesso a ambientes contaminados. Os Capítulos 9 a 16 discutem medidas alternativas tomadas na redução do risco associado à exposição a compostos perigosos. O gestor do risco recorre a uma análise de custo-benefício para chegar à melhor opção.

Contudo, não existem muitas orientações gerais sobre a gestão do risco que sejam válidas em todas as situações. Sabe-se que a aceitação do risco é maior em situações nas quais a exposição é voluntária, do que nos casos em que esta é forçada. Por essa razão, as pessoas insistem em níveis reduzidos de risco, independentemente dos custos, quando a exposição não depende da vontade delas. Além disso, a aceitação da existência do risco em determinada situação é maior quando ele está próximo aos valores dos riscos relativos a doenças, isto é, uma taxa de mortalidade de 10^{-6} pessoas por pessoa-hora de exposição (Starr, 1969).

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Defina e diferencie risco e perigo.
2. Liste as quatro etapas da avaliação do risco e explique o que ocorre em cada uma.

3. Defina os termos dose, DL_{50} , NOAEL, fator de carcinogenicidade, DR, ACD e IRIS.
4. Explique por que não é possível estabelecer uma escala absoluta de toxicidade.
5. Explique por que a curva de dose-resposta média nem sempre é um modelo adequado para desenvolver-se normas de proteção ambiental.
6. Identifique as vias de exposição para a liberação de contaminantes em diversos meios.
7. Explique como a gestão do risco difere da avaliação do risco, e esclareça o papel da percepção do risco na gestão.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule o risco por toda a vida utilizando o modelo de 1 estágio.
2. Calcule a absorção diária crônica ou outras variáveis conhecendo-se o meio e outras variáveis.
3. Efetue um cálculo de caracterização do risco para ameaças carcinogênicas e não carcinogênicas, com base em múltiplos contaminantes e múltiplas vias.

EXERCÍCIOS

- 6-1** A concentração média ponderada, em relação ao tempo, recomendada, do cromo hexavalente (Cr VI) solúvel em água e presente no ar, é $0,05 \text{ mg/m}^3$. Esta concentração é calculada com base na hipótese que considera a exposição por 8 horas diárias ao longo de 5 dias por semana e 50 semanas por ano, e uma vida profissional ativa entre os 18 e os 65 anos de idade, para um indivíduo saudável. Para uma pessoa com 78 kg e uma taxa de inalação de $15,2 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ ao longo da vida profissional, qual é a ACD (absorção crônica diária) para a vida desta pessoa (75 anos)?
- 6-2** A operadora de uma unidade de tratamento de águas residuárias tem como função inspecionar os poços úmidos das instalações várias vezes ao dia. Os poços estão em espaços fechados, nos quais ocorre a exposição ao sulfeto de hidrogênio. A temperatura média no interior desses poços é 25°C e a pressão atmosférica é 101,325 kPa. Para exposições ocupacionais, a concentração média ponderada da do sulfeto de hidrogênio, em relação ao tempo, recomendada no ar é 10 ppm (v/v), calculada com base na hipótese de que a pessoa seja saudável e permaneça exposta por 8 horas diárias em 5 dias da semana, ao longo de 50 semanas por ano e uma vida profissional ativa entre os 18 e os 65 anos de idade. Supondo-se que o peso corporal e a taxa de inalação da funcionária ao longo da vida profissional permaneçam na média para uma mulher adulta, qual é a ACD para a vida (75 anos) desta pessoa?
- 6-3** O padrão nacional de qualidade do ar para o dióxido de enxofre em um ambiente definido pelas autoridades ambientais dos Estados Unidos é $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Considerando-se a exposição ao longo da vida (24 horas por dia, 365 dias por ano) de um homem adulto com peso corporal médio, qual é a ACD estimada para a vida toda deste homem, para esta concentração? Suponha que a duração da exposição seja igual à duração da vida deste indivíduo.
- 6-4** As crianças são a principal fonte de preocupação em termos de exposição ambiental. Compare as ACDs de uma criança com 10 meses de idade e de uma mulher adulta que consomem água potável contaminada com 10 mg/L de nitratos (na forma de N). Assuma que o tempo médio de exposição é 1 ano (tanto para a criança quanto para o adulto), e que o peso da criança é o peso de uma criança entre 6 e 11 meses de idade.
- 6-5** Defensivos agrícolas químicos como o 2,4-D (ácido 2,4-dicloro-fenoxi-acético) são ingeridos por diversas vias, além dos alimentos. Compare as ACDs para a ingestão de um solo contaminado com $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de 2,4-D por uma criança com 3 anos de idade e por um homem adulto. Suponha que tanto a criança quanto o adulto estejam expostos por 1 dia por semana, durante 20 semanas em um ano, que a fração do 2,4-D ingerido é 0,10, e que o tempo médio de exposição é igual ao tempo de exposição.
- 6-6** Estime a absorção diária crônica do tolueno na exposição a uma água tratada contendo uma concentração do composto igual ao limite máximo aceitável de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Suponha que o indivíduo exposto seja uma mulher que consome água à taxa média de um adulto, durante 70 anos, que ela não pratique natação e que tome um longo banho (20 minutos) todos os dias. Suponha

também que a concentração média do tolueno no ar durante o banho seja $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, que a absorção dérmica a partir da água (CPD) seja $9,0 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ e não ultrapasse 80% do tolueno disponível, já que a mulher não está completamente submersa na água. Utilize o tempo de vida de 75 anos estipulado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Resposta: $3,3 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 6-7** Calcule a absorção diária crônica do 1,1,1-tricloroetano na exposição a uma água tratada contendo uma concentração igual ao nível máximo aceitável, o qual é de $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para este composto. Suponha que a pessoa exposta seja uma criança que consome a água durante 5 anos, que ela nade uma vez por semana durante 30 minutos e que tome um banho curto diário (10 minutos). Considere a concentração média do ar de 1,–1,1-tricloroetano durante o banho sendo $2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Suponha também que a idade média ao longo do período de exposição seja 8 anos, que a absorção dérmica (CPD) seja $0,0060 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ e não ultrapasse 50% do 1,1,1-tricloroetano disponível, já que a criança não está totalmente submersa na água.
- 6-8** Calcule o risco na exposição por inalação ocupacional do cromo hexavalente. (Ver o Exercício 6-1 para as hipóteses válidas.)
- 6-9** Na elaboração da norma que regula a combustão de resíduos perigosos em incineradores e caldeiras industriais (a norma 56 FR 7233, 21 FEB 1991), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos calculou as doses de diversos contaminantes que resultariam em um risco de 10^{-5} . Utilizando as hipóteses dadas na Tabela 6-7 para um homem adulto, estime a dose de cromo hexavalente que resultaria em um risco de inalação de 10^{-5} . Suponha que o tempo de exposição seja igual ao tempo médio de exposição.
- 6-10** Caracterize o índice de risco para uma exposição diária crônica pelo consumo de água (via oral) contendo $0,03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de tolueno, $0,06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de bário e $0,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de xilenos.

Resposta: $\text{IR} = 1,95$

- 6-11** Caracterize o risco de uma exposição diária crônica pelo consumo de água (via oral) contendo $1,34 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de tetracloroetileno, $1,43 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de arsênico e $2,34 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de diclorometano (cloreto de metileno).
- 6-12** Os peixes que vivem em alguns lagos em sua cidade estão contaminados com metil-mercúrio. Como integrante do Departamento de Qualidade Ambiental, você tem a tarefa de desenvolver uma lista com orientações para homens adultos limitarem o consumo de peixes oriundos destes corpos lacustres. A lista será preparada considerando-se o limite recomendado de refeições à base de peixe com base no tempo. Você precisa determinar a unidade de tempo mais apropriada, isto é, um por dia, um por semana ou um por mês, etc. Além dos valores recomendados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para calcular a absorção, utilize 1×10^{-6} para a fração ingerida, uma duração de exposição igual a 30 anos e um tempo médio de exposição igual também a 30 anos para estimar a absorção diária crônica. Os seus superiores definiram um índice de risco igual a 0,10, por questões de natureza política. A DR do metil-mercúrio é $1 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.
- 6-13** A empresa na qual você trabalha solicitou uma avaliação do risco associado à remoção de tonéis contendo ácido em uma lagoa que apresenta cianeto. O engenheiro incumbido do projeto sofreu uma apendicectomia de emergência e temporariamente não poderá prosseguir com o trabalho. Você recebeu a tarefa de finalizar os cálculos. Os dados abaixo foram disponibilizados:

Volume do ar em que vivem os residentes da área = $1 \times 10^8 \text{ m}^3$

Velocidade do vento = baixa

Número de tonéis = 10

Volume de cada tonel = $0,20 \text{ m}^3$

Conteúdos dos tonéis: HCl na concentração de 10% em massa

Reação prevista de acontecer: $\text{HCl} + \text{NaCN} \rightarrow \text{HCN(g)} + \text{NaCl}$

DR do HCN = $3 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$

Supondo que 100% do HCl reagem para formar HCN, calcule o índice de risco e indique se os residentes da área devem ser evacuados antes da remoção dos tonéis.

- 6-14** Uma empresa de pesquisas comerciais planeja desenvolver um sensor para detectar a presença de metil-paration passível de ser injetado na rede de abastecimento de água, por terroristas. A DL_{50} do composto em ratos é baixa, da ordem de $6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. No projeto do instrumento, a empresa trabalha com um coeficiente de segurança de 1×10^5 e um volume de líquido ingerido igual a uma xícara de café (cerca de 250 mL). Qual é a concentração (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) que o instrumento precisa ser capaz de detectar? Utilizando a Equação 6-10, a concentração calculada, a taxa de ingestão de 250 mL, uma frequência de exposição igual a 1 dia, uma duração de exposição de 1 dia, o peso médio de um homem adulto e um tempo médio de exposição igual a 1 dia, calcule o índice de risco. A DR do metil-paration é $2,5 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.
- 6-15** O risco é uma medida de probabilidade. A teoria das probabilidades nos diz que a probabilidade de um número de eventos independentes e mutuamente excludentes é a soma das probabilidades dos eventos individuais. Com base neste conceito, estime o risco de morte (ao longo da vida, isto é, 75 anos) dos seguintes eventos: conduzir um carro, sofrer uma queda e sofrer um acidente doméstico. Dica: consulte a Tabela 6-1.

Resposta: Risco: $1,6 \times 10^{-2}$, ou 0,016

- 6-16** Como vimos, o risco é uma medida da probabilidade. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos utiliza um intervalo de confiança de 90% para selecionar os valores fornecidos na Tabela 6-7. A teoria das probabilidades estipula que a probabilidade de dois eventos independentes ocorrerem simultaneamente ou em sucessão é o produto das probabilidades de cada evento. Com base nesta hipótese, estime a probabilidade de ingerir 2,3 L de água diariamente, para uma pessoa que pese 75 kg.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 6-1** Com base na DL_{50} , o 2,3,7,8-TCDD (tetraclorodibenzeno-*p*-dioxina) é o composto químico mais tóxico de que se tem conhecimento. A afirmativa está correta? De que modo ela pode ser refeita, para torná-la mais precisa, do ponto de vista científico?
- 6-2** Indique a pessoa que corre o maior risco de inalar um contaminante atmosférico: uma criança com 1 ano de idade, uma mulher adulta, um homem adulto. Explique sua resposta.
- 6-3** Indique a pessoa que corre o maior risco de ingerir um contaminante presente no solo: uma criança com 1 ano de idade, uma mulher adulta, um homem adulto. Explique sua resposta.
- 6-4** Um índice de risco igual a 0,001 implica:
- Um risco igual a 10^{-3} .
 - Uma probabilidade de risco igual a 0,001.
 - Uma DR pequena, comparada com a ACD.
 - Pouco risco para a saúde.

REFERÊNCIAS

- Butler, J. P., A. Greenberg, P. J. Lioy, G. B. Post, and J. M. Waldman (1993) "Assessment of Carcinogenic Risk from Personal Exposure to Benzo(a)pyrene in the Total Human Environmental Exposure Study (THEES)," *Journal of the Air & Waste Management Association*, July, 43: 970–77.
- Byard, J. L. (1989) "Hazard Assessment of 1,1,1-Trichloroethane in Groundwater," in D. J. Paustenbach (ed.), *The Risk Assessment of Environmental Hazards*, John Wiley & Sons, New York, pp. 331–44.
- Finley, B., and D. Paustenbach (1994) "The Benefits of Probabilistic Exposure Assessment; Three Case Studies Involving Contaminated Air, Water, and Soil," *Risk Analysis*, 14(1): 53–73.

- Heron, M., D. L. Hoyer, S. Murphy, et al. (2009) “Deaths: Final Data for 2006,” National Vital Statistics System, Center for Disease Control and Prevention, *National Vital Statistics Report*, 53, No. 14.
- Hutt, P. B. (1978) “Legal Considerations in Risk Assessment,” *Food, Drugs, Cosmetic Law J*, 33: 558–59.
- Loomis, T. A. (1978) *Essentials of Toxicology*, Lea & Febiger, Philadelphia, p. 2.
- McKone, T. E. (1987) “Human Exposure to Volatile Organic Compounds in Household Tap Water: The Indoor Inhalation Pathway,” *Environmental Science & Technology*, 21(12): 1194–1201.
- National Center for Health Statistics (2004) <http://www.cdc.gov/nchs/fastats/deaths>
- Nazaroff, W. W., and L. Alvarez-Cohen (2001) *Environmental Engineering Science*, John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 570–71.
- NHTSA (2005) “2004 Annual Assessment,” National Highway Traffic Safety Administration, Washington, DC, <http://www.nhtsa.gov>
- NHTSA (2009) “2008 Annual Assessment,” National Highway Traffic Administration, Washington, DC, <http://www.nhtsa.gov>
- NRC (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, pp. 18–19.
- Rodricks, I., and M. R. Taylor (1983) “Application of Risk Assessment to Good Safety Decision Making,” *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 3: 275–84.
- Silva, E., N. Rajapakse, and A. Kortenkamp (2002) “Something from “nothing”—Eight Weak Estrogenic Chemicals Combined at Concentrations Below NOECs Produce Significant Mixture Effects,” *Environmental Science & Technology*, 36: 1751–56.
- Slovic, P., B. Fischhoff, and S. Lichtenstein (1979) “Rating Risk,” *Environment*, 21: 1–20, 36–39.
- Starr, C. (1969) “Social Benefit Versus Technological Risk,” *Science*, 165: 1232–38.
- U.S. EPA (1989) *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A)*, U.S. Environmental Protection Agency Publication EPA/540/1-89/002, Washington, DC.
- U.S. EPA (1994) *Annual Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. EPA510-R-04-001, Washington, DC.
- U.S. EPA (1996) National Center for Environmental Assessment—provisional value, <http://www.epa.gov/ncea>
- U.S. EPA (1997) *Exposure Factor Handbook*, U.S. Environmental Protection Agency National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- U.S. EPA (2004) *Risk Assessment Guidance Manual for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual*, U.S. Environmental Protection Agency Publication EPA/540/R/99/005, Washington, DC.
- U.S. EPA (2005) IRIS database, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Wilson, R. (1979) “Analyzing the Daily Risks of Life,” *Technology Review*, 81(4): 41–46.

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

A hidrologia

Estudo de caso: A lenta morte de um mar	254
7-1 FUNDAMENTOS DA HIDROLOGIA	256
O ciclo hidrológico	256
7-2 MEDIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO, DA EVAPORAÇÃO, DA INFILTRAÇÃO E DA VAZÃO	265
Precipitação	265
Evaporação	267
Infiltração	270
Vazão em cursos de água	273
7-3 HIDROLOGIA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS . . .	274
Os aquíferos	274
7-4 ESCOAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS . .	279
7-5 HIDRÁULICA DOS POÇOS	283
A definição dos termos	283
Cone de depressão	284
7-6 A IMPORTÂNCIA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO ABASTECIMENTO	289
7-7 A REDUÇÃO DOS VOLUMES DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS	290
O direito à água	290
A utilização da água	292
A subsidência da terra	292
7-8 A GESTÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS	294
O desenvolvimento de baixo impacto	295
As infraestruturas verdes para climas úmidos	296
REVISÃO DO CAPÍTULO	296
EXERCÍCIOS	297
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	299
REFERÊNCIAS	299



Estudo de caso

A lenta morte de um mar

Em lugar algum a falta de conhecimento sobre processos hidrológicos é tão aparente quanto no Mar de Aral, na divisa das repúblicas do Cazaquistão e Uzbequistão, como mostra a Figura 7-1a. O Mar de Aral, que no passado era o quarto maior lago do mundo em área, está localizado em uma região desértica remota e é alimentado pelos rios Amu Dar'ya e Syr Dar'ya. Diferentemente de outros lagos, o Mar de Aral não serve de nascente para outros rios. Suas águas são salgadas; porém, no passado a água trazida pelos rios havia controlado a salinidade. A captação de água dos rios que o alimentam aumentou muito na década de 1950, quando a antiga União Soviética implementou a transposição das águas para irrigar fazendas de algodão. Na década de 1960, a quantidade de terra irrigada havia mais que dobrado, como parte das estratégias de incentivo à cultura algodoeira. As plantações de tabaco e de arroz na região também foram beneficiadas. As obras de transposição incluíram a construção de grandes barragens e de um canal com 1370 km de comprimento.

Nos 30 anos que se seguiram, a região passou por forte crescimento econômico por conta do aumento na produção de algodão e de arroz. A população da região aumentou, com a chegada de muitas pessoas em busca de emprego. A região se tornou a quarta maior produtora de algodão do mundo. Ao mesmo tempo, a vazão anual dos rios tributários do Mar de Aral caiu em 95%. O resultado foi uma redução de aproximadamente 40% na área e de 66% do volume do lago (Micklin, 1988), como mostra a Figura 7-1b. Hoje, o rio Syr Dar'ya já não deságua nele, já que suas águas continuam sendo intensivamente revertidas para a irrigação e outras aplicações. Hoje, a redução do nível do Mar de Aral atinge 17 m. Comunidades pesqueiras que no passado eram prósperas hoje se encontram a 70 km das margens do lago. Além disso, o aumento de quase 10 vezes na salinidade do lago teve consequências muito negativas para as plantas e os animais aquáticos naquele ambiente. A morte da vida aquática representou o fim da indústria pesqueira da região. Mesmo assim, as águas dos dois rios continuam sendo transpostas para irrigação que mantém a cultura do algodão.

Outro papel importante do Mar de Aral era o de moderador no clima da região. As águas do lago atenuavam os ventos frios que sopram da Sibéria durante o inverno e reduziam a temperatura do ar no verão. Hoje, a diminuição da área do lago se reflete em verões mais quentes e curtos, seguidos de invernos prolongados e muito frios. A precipitação tanto de chuvas quanto de neve também sofreu quedas expressivas, e a desertificação tornou-se um problema sério na região (Pryor, 2003).

Para os habitantes da região, a redução do tamanho do lago e o uso de técnicas agrícolas inadequadas resultou no aumento na incidência de problemas de saúde. Os ventos que sopram sobre o leito seco do lago e áreas vizinhas arrastam areias contaminadas com metais pesados, pesticidas, fertilizantes e outros compostos tóxicos. O abastecimento de água está comprometido com poluentes, as taxas de abortos espontâneos e de natimortalidade subiram muito, e a mortalidade infantil está entre as mais altas do mundo (Lloyd-Roberts e Anbarasan, 2000). A prevalência de doenças renais, diarreia e tuberculose nos 5 milhões de habitantes da área também é alta.

Nos últimos anos, milhões de dólares foram gastos na tentativa de resolver o problema e recuperar o Mar de Aral. Entretanto, a gravidade do problema e os recursos financeiros necessários são empecilhos para qualquer melhoria na região. Segundo Antonius Lennarts, do Banco Mundial, "os fundos destinados a esta finalidade simplesmente não são suficientes" (Lloyd-Roberts e Anbarasan, 2000). Barbara Britton, da Agência Norte-americana para o Desenvolvimento Internacional (USAID) admite que "todos querem ajudar, mas muitas agências não sabem por onde começar" (Lloyd-Roberts e Anbarasan, 2000). Diante do agravamento generalizado do quadro de saúde dos habitantes da região, a organização de ajuda humanitária Médicos sem Fronteiras lançou um programa de auxílio aos residentes da região.

Uma vez que a assistência das autoridades locais e internacionais não avança, a população de uma área do Cazaquistão próxima ao Mar de Aral iniciou uma reação, com a coleta de \$2,5 milhões e a criação de um lago no norte do Mar de Aral baseada na construção de uma barragem de areia com 14 km de comprimento e 20 m de largura. O aperfeiçoamento das práticas agrícolas ajudou essas pessoas a reduzir os volumes de água captados do rio Syr Dar'ya. Com o tempo, o nível da água nesse lago construído subiu 3 m, a salinidade diminuiu e a vida animal e vegetal se recuperou. Em 2003, os habitantes do Cazaquistão iniciaram um projeto com duração prevista de 4 anos, o qual contemplava a construção de uma barragem definitiva. No entanto, esta obra provavelmente separará, de vez, a extremidade norte do Mar de Aral e a sua região meridional, muito mais extensa (Goodspeed, 2003). A expectativa é a de que o nível da água na parte norte se eleve em 40 m e, com o tempo, após a redução necessária da salinidade, a vida aquática volte a florescer e as atividades pesqueiras possam ser retomadas.

A morte lenta do Mar de Aral poderia ser resolvida com investimentos adequados, com a implementação de novas tecnologias agrícolas e de técnicas de irrigação mais apropriadas, com o cultivo de espécies de plantas menos exigentes em água e com a construção de estações de tratamento. Contudo, estas tarefas são monumentais, especialmente se considerarmos os atuais cenários econômicos e os conflitos entre nações centro-asiáticas. Apesar disso, existe a expectativa de que os recursos advindos das enormes reservas de gás natural e de petróleo na região possam ser utilizados para financiar as mudanças necessárias. É preciso nutrir as esperanças de que a exploração destas reservas não acarrete novos dilemas às populações da região dessa bacia lacustre e de que, algum dia, possamos ver o ecossistema do Mar de Aral florescer outra vez.

7-1 FUNDAMENTOS DA HIDROLOGIA

A disponibilidade de água tem papel essencial na manutenção de ecossistemas, no abastecimento de populações e nas atividades industriais, comerciais e agrícolas. A presença (ou a falta) de água em quantidades suficientes afeta a sustentabilidade da vida de forma significativa. Portanto, os cientistas e engenheiros ambientais precisam conhecer de forma consistente as fontes hídricas e sua distribuição na natureza.

A hidrologia é uma ciência multidisciplinar que estuda os volumes de água em locais e momentos específicos. Entre as suas muitas aplicações estão a determinação de suprimentos adequados de água para o consumo doméstico, para a irrigação e para a indústria, além da avaliação de medidas de prevenção de enchentes. A hidrologia das águas superficiais analisa a distribuição das águas encontradas em diversos ambientes na crosta terrestre, como os rios, os lagos, os córregos — e mesmo a água presente no solo e no ar. Já a hidrologia das águas subterrâneas investiga a distribuição hidráulica nos materiais geológicos sob a superfície, como as camadas de areia, de rochas ou de cascalho.

O ciclo hidrológico

O **ciclo hidrológico** (Figura 7-2) descreve o movimento e a conservação da água na Terra. Ele abrange toda a água encontrada tanto na superfície como no interior do planeta, isto é, as águas doces, as salgadas, as superficiais e as subterrâneas, além da água presente nas nuvens e aprisionada em rochas muito abaixo da superfície terrestre.

A água é transferida para a atmosfera terrestre por dois processos distintos: (1) a evaporação e (2) a transpiração. Um terceiro processo, a evapotranspiração, é uma combinação dos dois primeiros. A **evaporação** é a conversão da água de lagos, córregos e outros corpos hídricos, em água no estado de vapor. Por sua vez, a **transpiração** consiste na liberação de água pelas plantas. A transpiração vegetal é realizada por órgãos especializados denominados estômatos (pequenos orifícios no lado inferior das folhas, os quais têm ligação com o tecido vascular vegetal). O processo ocorre durante a fotossíntese, no período em que os estômatos estão abertos para a passagem de dióxido de carbono e de oxigênio. Devido à dificuldade de diferenciar a

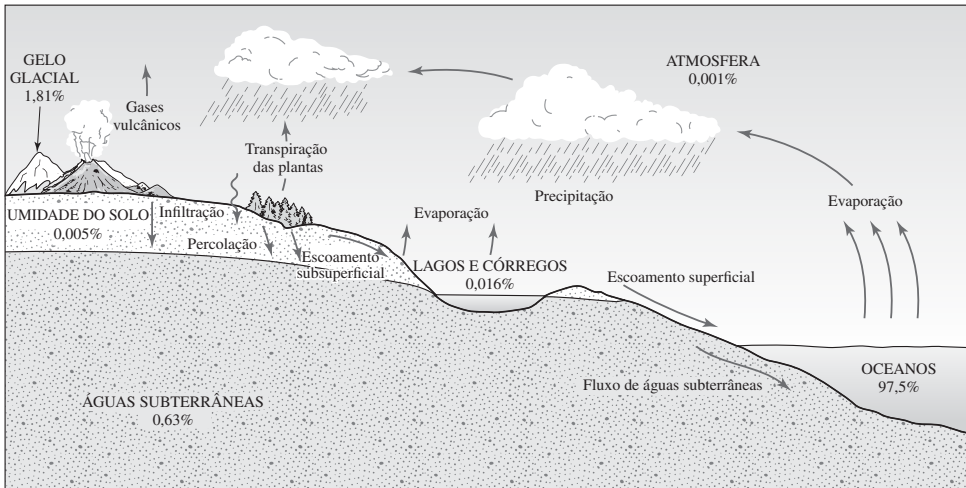


FIGURA 7-2 O ciclo hidrológico. As porcentagens indicam o volume relativo em cada compartimento.

evaporação e a transpiração, os hidrólogos utilizam o termo **evapotranspiração** para descrever a perda conjunta de água nos dois fenômenos.

A **precipitação** é o principal mecanismo de provimento de água a partir da atmosfera. O fenômeno se manifesta de diversas formas, entre as quais o mais comum é a chuva. Entretanto, a precipitação também ocorre como granizo, neve, uma mistura de neve e chuva, e chuva congelada.

Na superfície do solo, a precipitação (na forma de gotas de chuva, por exemplo) segue três caminhos principais: (1) os **escoamentos superficiais diretos**, os quais correspondem às águas que escorrem sobre o solo devido à ação da gravidade e deságuam em rios, córregos ou outros corpos hídricos, sem sofrer infiltração ou evaporação, (2) os **escoamentos subsuperficiais**, os quais compreendem os volumes de água que também escoam na horizontal, porém ligeiramente abaixo da superfície, ao longo do horizonte raso do solo (é importante compreender que os escoamentos subsuperficiais não alcançam o lençol freático, ou **zona saturada***), e (3) os fluxos de **infiltração** e de **percolação**, isto é, a infiltração profunda, a qual alimenta as águas subterrâneas.

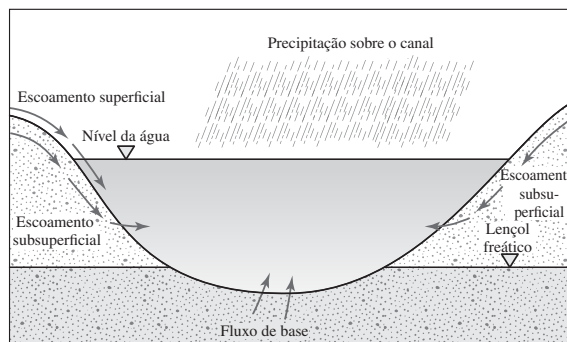


FIGURA 7-3 Composição da vazão em um canal fluvial.

*Ver a Seção 7-3: Os Aquíferos.

Como mostra a Figura 7-3, o volume que passa por determinada seção transversal de um curso de água, chamado de **vazão** pelos hidrólogos, pode ser o somatório das quantidades oriundas de diversas fontes. Além dos escoamentos superficiais e subsuperficiais discutidos, o **fluxo de base** e a **precipitação sobre o canal** fazem contribuições importantes para a vazão de cursos d'água. O fluxo de base tem origem nas águas subterrâneas e se mantém presente mesmo em períodos de estiagem. Já a precipitação sobre o canal consiste nos volumes de precipitação que caem diretamente na superfície do curso de água.

O movimento da água nas várias etapas do ciclo hidrológico é imprevisível e, portanto, muito complexo, tanto no tempo como no espaço. Para exemplificar, vamos realizar um balanço hídrico simplificado. Os termos mais importantes neste balanço são a evaporação (E), a evapotranspiração (E_T), a precipitação (P), a infiltração (G), o escoamento subsuperficial (F) e o escoamento superficial (R).

Os balanços hídricos para lagos estão entre os modelos mais simples utilizados pelos hidrólogos. Vamos examinar os percursos de entrada e de saída da água em um corpo lacustre. A água pode entrar em um lago trazida por rios e córregos tributários (tanto naturais como construídos pelo homem, inclusive os canais industriais), por escoamentos superficiais ao longo das margens, por precipitação direta na superfície e por fluxos ascendentes de águas subterrâneas através dos sedimentos de fundo do lago. A saída da água pode ocorrer por meio de rios e córregos, da captação para o abastecimento (urbano, industrial e agrícola), da evaporação, da evapotranspiração, e da infiltração descendente nos sedimentos de fundo. Um dos principais objetivos dos hidrólogos é o cálculo da quantidade líquida de água obtida ou perdida por um lago em determinado período, isto é, o **armazenamento** de água, como designam aqueles profissionais

Os problemas sobre o armazenamento de água são resolvidos utilizando-se uma equação de balanço de massa específica, na qual a substância é a água e o sistema é o lago. Em linguagem simples:

$$\text{Taxa de massa acumulada} = \text{taxa de massa que entra} - \text{taxa de massa que sai} \quad (7-1)$$

A forma mais genérica desta equação pode ser redigida como:

$$\text{Taxa de massa acumulada} = (Q_{\text{entrada}} + P' + R' + I'_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} - E' - E'_T - I'_{\text{saída}})\rho_{\text{água}} \quad (7-2)$$

onde Q_{entrada} = vazão dos corpos hídricos que deságuam no lago (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

P' = taxa de precipitação (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

R' = taxa de escoamento superficial (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

I'_{entrada} = taxa de ganho por infiltração ascendente (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

$Q_{\text{saída}}$ = vazão dos corpos hídricos que deixam o lago (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

E' = taxa de evaporação dos corpos hídricos como lagos, rios e açudes (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

E'_T = taxa de evapotranspiração (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

$I'_{\text{saída}}$ = taxa de perda por infiltração (em volume $\cdot$ tempo⁻¹)

$\rho_{\text{água}}$ = densidade da água (em massa $\cdot$ volume⁻¹)

Embora estes problemas não sejam demasiadamente difíceis, ocorrem algumas confusões, porque Q e R são muitas vezes dados em unidades de volume por tempo (metros cúbicos por segundo, por exemplo), ao passo que as taxas de precipitação, de perda e de ganho por infiltração, 0 de evaporação e de evapotranspiração frequentemente são disponibilizadas em unidades de comprimento por tempo (centímetros por mês ou milímetros por hora). É preciso se certificar de a equação do balanço tenha consistência dimensional (isto é, todos os membros estejam expressos na mesma unidade, como volume por unidade de tempo ou comprimento por unidade de tempo, por exemplo). Uma vez que a precipitação, a infiltração, a evaporação e a evapotranspiração ocorrem em toda a superfície do lago, é possível estimar a taxa em base volume multiplicando-se a taxa dada em comprimento por unidade de tempo pela área superficial do lago. Portanto, se escolhermos estes parâmetros, como normalmente fazem os hidrólogos, teremos:

P = taxa de precipitação (em mm $\cdot$ h⁻¹)

I_{entrada} = taxa de ganho por infiltração (em mm $\cdot$ h⁻¹)

E = taxa de evaporação dos corpos hídricos (em mm $\cdot$ h⁻¹)

E_T = taxa de evapotranspiração (em mm $\cdot$ h⁻¹)

$I_{\text{saída}}$ = taxa de perda por infiltração (em mm $\cdot$ h⁻¹)

Logo, a Equação 7-2 fica:

$$\text{Taxa de acumulação de massa} = ((Q_{\text{entrada}} + R' - Q_{\text{saída}}) + (P + I_{\text{entrada}} - E - E_T - I_{\text{saída}}) \times A_S) \rho_{\text{água}} \times \left(\frac{1 \text{ m}}{1000 \text{ mm}^{-1}} \right) \left(\frac{1 \text{ h}}{3600 \text{ s}^{-1}} \right) \quad (7-3)$$

onde A_S = área superficial do lago (em m^2). Para a maioria dos sistemas, é possível supor que a densidade da água seja constante, já que as variações na temperatura e na pressão são insignificantes. Nesse sentido, é possível dividir os dois membros das Equações 7-2 ou 7-3 pela densidade da água e gerar uma equação para a taxa do acumulado em volume.

EXEMPLO 7-1

O Lago Sulis tem área superficial igual a 708.000 m^2 . Os dados registrados mostram que o Córrego Okemos deságua no lago a uma vazão de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, e que o Rio Tamesis drena o lago a uma vazão média de $1,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, durante o mês de junho. A taxa de evaporação medida foi $19,4 \text{ cm/mês}$. A evapotranspiração pode ser ignorada, já que existem poucas plantas aquáticas no Sulis. No mesmo mês, a precipitação total foi $9,1 \text{ cm}$. A infiltração no local é insignificante. Devido à floresta densa e à suave inclinação do terreno em redor do lago, o escoamento superficial também pode ser desprezado. A profundidade média em 1 de junho era 19 m . Qual era a profundidade média no dia 30 de junho?

Solução Primeiro, elaboramos uma lista dos dados de que dispomos. Sabemos que as vazões que entram no lago são:

$$Q_{\text{entrada}} = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$P = 9,1 \text{ cm} \cdot \text{mês}^{-1}$$

$$I_{\text{entrada}} = 0 \text{ (porque sabemos que o ganho e a perda por infiltração podem ser ignorados)}$$

$$R' = 0 \text{ (porque sabemos que o escoamento superficial é insignificante)}$$

Também sabemos que as vazões que deixam o lago são:

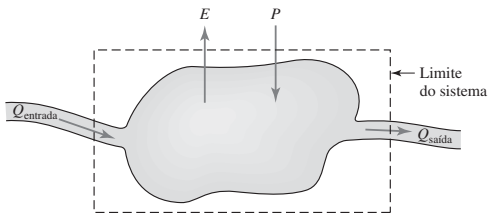
$$Q_{\text{saída}} = 1,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$E = 19,4 \text{ cm} \cdot \text{mês}^{-1}$$

$$E_T = 0$$

A área superficial do lago é 708.000 m^2 e a profundidade média, em 1º de junho, é 19 m .

A imagem abaixo é um diagrama do lago, visto como sistema:



Utilizando-se os valores médios dados e a forma mais genérica da equação de balanço de massa (Equação 7-2), o balanço de massa para este lago pode ser escrito como:

$$\text{Taxa de acumulação volumétrica} = Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} + P - E$$

A taxa de acumulação volumétrica muitas vezes é chamada de **variação do acumulado** (ΔS):

$$\Delta S = Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} + P - E$$

Uma vez que as unidades de Q , de P e de E são diferentes, é preciso realizar as conversões de unidades necessárias e assim garantir a consistência dimensional dos cálculos.

Logo:

$$\begin{aligned}\Delta S &= (1,5 \text{ m}^3/\text{s})(86.400 \text{ s/dia})(30 \text{ dias/mês}) \\ &\quad - (1,25 \text{ m}^3/\text{s})(86.400 \text{ s/dia})(30 \text{ dias/mês}) \\ &\quad + (9,1 \text{ cm/mês})(1 \text{ m}/100 \text{ cm})(708.000 \text{ m}^2) \\ &\quad - 19,4 \text{ cm/mês})(1 \text{ m}/100 \text{ cm})(708.000 \text{ m}^2) \\ &= 3.888.000 \text{ m}^3/\text{mês} - 3.240.000 \text{ m}^3/\text{mês} \\ &\quad + 64.428 \text{ m}^3/\text{mês} - 137.352 \text{ m}^3/\text{mês}\end{aligned}$$

Resolvendo para a equação acima, temos:

$$\Delta S = 575.076 \text{ m}^3/\text{mês}$$

Uma vez que $\Delta S = 575.076 \text{ m}^3/\text{mês}$ e a área superficial média é 708.000 m^2 , a variação na profundidade do lago no mês de junho é:

$$(575.076 \text{ m}^3/\text{mês})/708.000 \text{ m}^2 = 0,81 \text{ m/mês}$$

Observe que ΔS tem sinal positivo, isto é, o volume do lago aumenta durante o mês de junho e, portanto, a profundidade também. A nova profundidade média no dia 30 seria 19,81 m. Se o armazenamento calculado fosse negativo, teríamos que a profundidade do lago diminuiu.

Sistemas mais complexos. Em muitas situações os hidrólogos precisam avaliar sistemas maiores, que incluem lagos, rios, o terreno circundante e até as águas subterrâneas. Estes sistemas são chamados de bacias hidrográficas, ou de drenagem. Uma **bacia hidrográfica**, também denominada **bacia de drenagem**, é definida com base na topografia circundante de um sistema hídrico (Figura 7-4). O limite de uma bacia hidrográfica é chamado de **divisor de águas**, isto é, a maior elevação que circunda a bacia. Toda a água que cai no interior do divisor tem o potencial de escoar para os corpos hídricos formadores da bacia. Já a água que incide fora do divisor escoa para bacias adjacentes.

Antes de começar a desenvolver um balanço de água para uma bacia hidrográfica é preciso examinar um sistema mais simples: uma planície inclinada impermeável, confinada e com um único ponto de drenagem. É possível entendermos esta planície com uma analogia com um estacionamento em uma cidade, o qual é cercado de edificações ou paredes de concreto e tem determinada inclinação em uma direção (Figura 7-5). O único ponto de saída é o dreno.

Neste sistema, a água entra no estacionamento pela chuva. Ela pode permanecer no local, como poças (isto é, como **volume armazenado**, também chamado de **detenção superficial** pelos hidrólogos), ou escoar para fora dele (como **escoamento do armazenado**). Neste caso, a equação da continuidade hidrológica (Equação 7-1) assume a forma:

$$\text{Taxa de acumulação volumétrica} = \text{vazão que entra} - \text{vazão que sai} \quad (7-4)$$

ou

$$\frac{dS}{dt} = I - Q \quad (7-5)$$

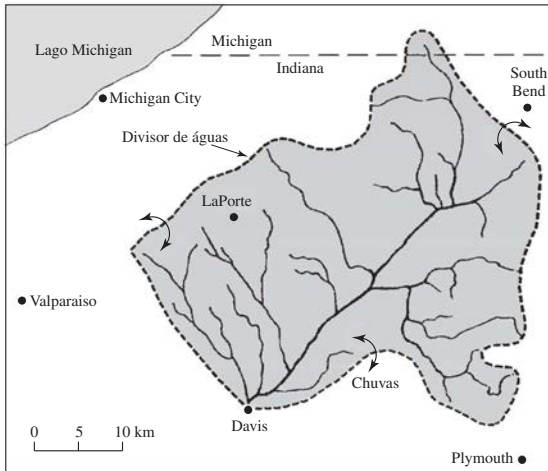


FIGURA 7-4 A Bacia Hidrográfica do Rio Kankakee, acima de Davis, Indiana. As setas indicam que a precipitação no interior da linha pontilhada está na Bacia de Davis, ao passo que as chuvas que caem além desta linha entram em outra bacia. A linha pontilhada, portanto, “divide” as duas bacias.

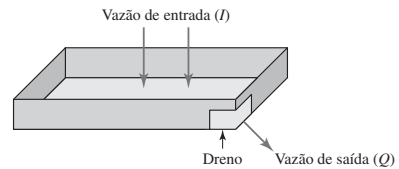


FIGURA 7-5 Esquema simplificado de um estacionamento.

Mais uma vez assumimos a hipótese de que a densidade da água seja constante. Logo, é possível expressar o balanço de massa em termos da taxa de acumulação volumétrica. Para um hidrólogo, esta equação seria escrita como:

$$\begin{aligned} \text{Variação no armazenamento (em volume/tempo)} \\ = \text{vazão de entrada (em volume/tempo)} - \text{vazão de saída (em volume/tempo)} \end{aligned} \quad (7-6)$$

No começo de uma precipitação, toda a chuva acumula no piso do estacionamento e nada escorre pelo dreno. À medida que a chuva persiste, a quantidade de água armazenada no piso aumenta (detenção superficial) e, com o tempo, ela começa a escoar pelo dreno. Quando a chuva para, a água continua escoando por algum tempo pelo dreno, o que reduz a detenção superficial. Por fim, toda a água deixa o piso do estacionamento. Neste exemplo, ignoramos os efeitos da evaporação. Esta analogia também é possível com uma banheira cuja torneira tem vazão maior do que a vazão do ralo.

O escoamento e a coleta de água no estacionamento podem ser descritos com um gráfico chamado de **hidrograma** (Figura 7-6), no qual a vazão é representada em função do tempo. À medida que a água entra no sistema, parte dela permanece nele, como volume armazenado. Assim que vazão de entrada é interrompida (quando a chuva para, por exemplo), a água é despejada no dreno. Se não há evaporação ou infiltração, a massa total de água que sai do sistema deve ser igual à massa que entrou nele.

O mesmo fenômeno ocorre em uma bacia hidrográfica, embora neste caso o sistema se torne mais complexo devido à possibilidade de a água infiltrar no solo, de escoar para rios e córregos, e de ser aprisionada em poças e depressões, como detenção superficial. Nas bacias hidrográficas mostradas na Figura 7-7, vemos que toda a água é drenada a partir de um único ponto (um córrego). A água que escoar para dentro da bacia hidrográfica em questão é isolada de outras bacias pelo divisor de águas. Muitos fatores influenciam a velocidade em que a água escorre na direção de um córrego ou infiltra no solo. Por exemplo, quanto maior a inclinação do terreno que circunda a bacia, maior a velocidade em que a água escoar para o córrego. A densidade e o tipo de cobertura do solo também afetam a velocidade em que a água é transportada. Quanto mais densa a cobertura vegetal do solo, mais lentamente ocorrem os escoamentos. Os mesmos fatores

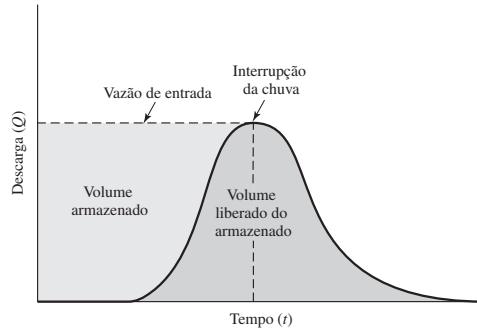


FIGURA 7-6 Hidrograma mostrando a vazão de entrada de água constante (por exemplo, devido à chuva) durante certo tempo.

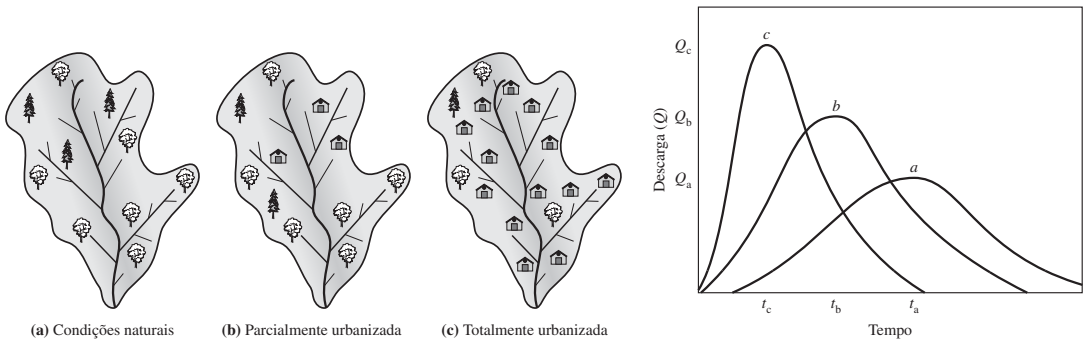


FIGURA 7-7 Efeito da bacia hidrográfica em um hidrograma. $Q_c > Q_b > Q_a$ e $t_c < t_b < t_a$.

definem o volume de água que alcança o córrego. Este volume é representado pelo coeficiente de escoamento, definido pela expressão R/P , isto é, o quociente da vazão de água que escoa por uma superfície e o volume da precipitação. Alguns valores deste coeficiente são dados na Tabela 7-1.

O efeito de alguns destes fatores pode ser observado examinando-se os hidrogramas para três bacias hidrográficas essencialmente idênticas, salvo pelo grau de urbanização (ou ocupação) (Figura 7-7). A bacia (a) encontra-se em condições naturais, isto é, permanece coberta por vegetação densa. A bacia (b), a qual é parcialmente ocupada, conservou parte da vegetação, mas apresenta várias estradas e residências. A presença dessas estruturas impede a infiltração, o que resulta em uma parcela maior da precipitação que escoa pelo terreno, até chegar ao córrego. Já a bacia (c) é altamente ocupada. Ela é semelhante a um ambiente urbano, no qual são poucas as áreas de terreno expostas que permitem a infiltração. A maior parte da água que cai nesta bacia escoa rapidamente para o córrego. É preciso observar que é na bacia (c) que a água alcança o córrego no menor tempo. Isso se deve ao fato de haver um número comparativamente menor de árvores, de áreas cobertas por gramíneas ou outras espécies vegetais, as quais reteriam o escoamento superficial. A chuva cai e escoa sem obstáculos para o curso de água mais próximo. Além disso, as poucas áreas de terreno aberto na bacia (c) reduzem a infiltração da água ou a formação de poças. Estas vazões elevadas têm impacto significativo nas atividades humanas, nos ecossistemas aquáticos envolvidos e nas características físicas destes, já que os volumes

TABELA 7-1 Alguns coeficientes de escoamento

Descrição da área ou do caráter da superfície	Coeficiente de escoamento	Descrição da área ou do caráter da superfície	Coeficiente de escoamento
Comercial		Pátio ferroviário	0,20–0,35
Cento da cidade	0,70–0,95	Terra coberta por grama	0,10–0,30
Subúrbios	0,50–0,70	Pavimentação	
Residencial		Asfalto, concreto	0,70–0,95
Casa comum (1 família)	0,30–0,50	Tijolos	0,70–0,85
Casas semigeminadas	0,40–0,60	Gramados, solo arenoso	0,75–0,95
Casas geminadas	0,60–0,75	Plano (< 2%)	
Residencial nos subúrbios	0,25–0,40	Mediano (2–7%)	0,05–0,10
Apartamento	0,50–0,70	Inclinado (> 7%)	0,10–0,15
Industrial		Gramados, solo compacto	0,15–0,20
Pequenas	0,50–0,80	Plano (< 2%)	
Grandes	0,60–0,90	Mediano (2–7%)	0,13–0,17
Parques e cemitérios	0,10–0,25	Inclinado (> 7%)	0,18–0,22
Áreas de recreação	0,20–0,35		0,25–0,35

Fonte: Joint Committee of the American Society of Civil Engineers and the Water Pollutant Control Federation, 1969.

escoados elevados podem causar a erosão de margens, o assoreamento dos leitos dos cursos de água e, em casos extremos, a mudança no curso destes.

A forma dos hidrogramas também varia com a estação e anualmente. Por exemplo, o ciclo anual da vazão do Córrego Convict, o qual drena uma bacia hidrográfica com 47,2 km² próximo a Mammoth Lakes, no condado de Mono, na Califórnia, é mostrado na Figura 7-8. A cada primavera (entre março e maio), o derretimento da neve contribui significativamente com o aumento da vazão. A estação seca, que vai de setembro a abril, é indicada pelos valores de vazão muito baixos. O pico de vazão observado em fevereiro de 1969, por exemplo, pode ter sido devido a um período de temperaturas anormalmente elevadas, o que teria aumentado o derretimento da neve, ou mesmo ocasionado por chuvas fora de época.

Com base no conceito de bacia hidrográfica, examinemos um exemplo de balanço de massa para a água na bacia de Upper Grand.

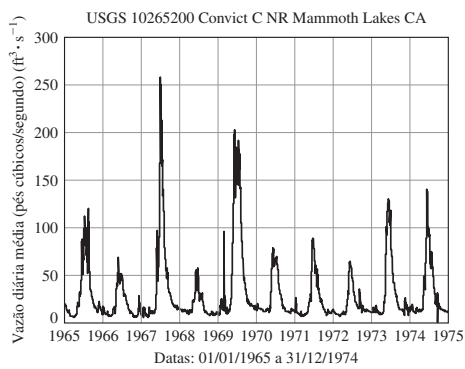
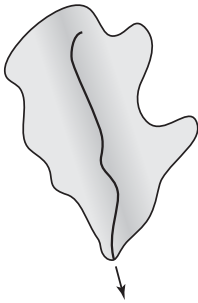


FIGURA 7-8 Hidrograma do Córrego Convict, próximo a Mammoth Lakes, Califórnia, ao longo de um período de 10 anos.

EXEMPLO 7-2

Em 1997, a bacia hidrográfica de Upper Grand, com 4530 km^2 e localizada próximo a Lansing, Michigan, recebeu $77,7 \text{ cm}$ de precipitação. A vazão média no Grand River, o qual drena a bacia, foi $39,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A infiltração média foi estimada em $9,2 \times 10^{-7} \text{ m/s}$. A evapotranspiração foi 45 cm/ano . Qual foi a variação no armazenamento na bacia?

Solução Primeiro, precisamos desenhar um esquema. Após, listamos as informações de que dispomos e as que queremos descobrir. Feito isso, representamos o problema com uma equação. Uma ilustração simples da bacia é apresentada a seguir.



As informações abaixo foram fornecidas:

$$\text{Área} = 4530 \text{ km}^2$$

$$P = 77,7 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$\text{Infiltração} = G = 9,2 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$$

$$E_T = 45 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$$

Vamos supor que toda a vazão do rio seja decorrente do escoamento superficial. Logo, $R = Q_{\text{saída}}$. Isto é, a equação do balanço de massa para este sistema pode ser escrita como:

Variação no armazenamento = taxa de precipitação – taxa de evapotranspiração
– taxa de infiltração – vazão de água que sai da bacia pelo córrego

Em termos matemáticos, temos:

$$\begin{aligned} \Delta S &= P - E_T - G - R \\ &= 77,7 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} - 45 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} - (9,2 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1})(60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1})(60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}) \\ &\quad \times (24 \text{ h} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1}) - R \end{aligned}$$

É preciso converter R de metros cúbicos por segundo em centímetros por ano, a unidade na qual são dados os outros membros da expressão. Para isso, dividimos a vazão pela área da bacia hidrográfica e realizamos as conversões de unidade necessárias. Logo, substituindo o valor de R , temos:

$$\begin{aligned} \Delta S &= 77,7 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} - 45 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} - 29 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} \\ &\quad - \frac{(39,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dia} \cdot \text{ano}^{-1})(100 \text{ cm} \cdot \text{m}^{-1})}{(4530 \text{ km}^2)(1000 \text{ m} \cdot \text{km}^{-1})^2} \end{aligned}$$

Resolvendo a equação, temos:

$$\Delta S = 77,7 - 45 - 29 - 27,6 = -23,9 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O armazenamento negativo indica a perda líquida de água na bacia, durante o período.

Também podemos calcular o coeficiente de escoamento para a bacia, definido pela expressão R/P :

$$\frac{R}{P} = \frac{27,6 \text{ cm}}{77,7 \text{ cm}} = 0,36$$

Este valor (da Tabela 7-1) é tipicamente observado em áreas de subúrbios.

7-2 MEDIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO, DA EVAPORAÇÃO, DA INFILTRAÇÃO E DA VAZÃO

O desenvolvimento de qualquer equação para descrever a continuidade hidrológica depende da qualidade dos dados gerados. Por essa razão, os cientistas e engenheiros ambientais precisam compreender estes parâmetros e o modo como cada um é mensurado.

Precipitação

A precipitação é a principal variável de entrada nos balanços hídricos que buscam simular o ciclo hidrológico. A mensuração precisa da precipitação é um fator essencial ao sucesso no projeto de recursos hídricos, especialmente no controle de inundações.

As taxas de precipitação variam muito em escala regional, mesmo no espaço de alguns quilômetros. Essas diferenças são mostradas nas Figuras 7-9 e 7-10.

A precipitação tende a diminuir com o aumento da latitude, já que a umidade relativa na atmosfera cai com a temperatura. Contudo, existem algumas exceções, como as cidades norte-americanas de Seattle, cujo clima é chuvoso, e de San Diego, onde o clima é seco. A precipitação apresenta uma tendência de queda também com a distância em relação ao um corpo hídrico, como evidencia a concentração da precipitação em regiões costeiras (ver a Figura 7-9) e em alguns pontos

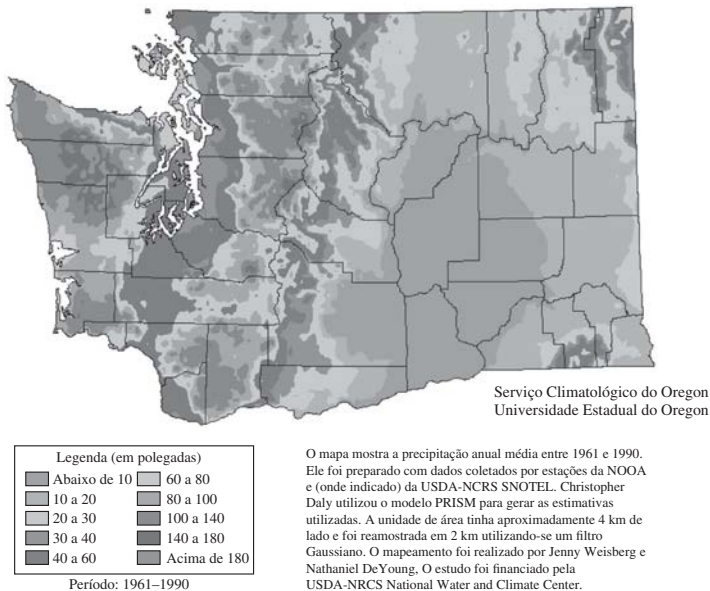
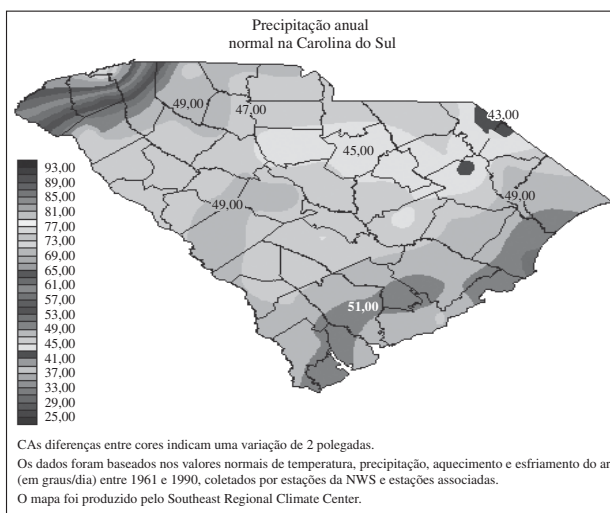


FIGURA 7-9 Precipitação anual média (em polegadas) no estado de Washington, Estados Unidos, entre 1961 e 1990.

FIGURA 7-10 Precipitação anual média no estado da Carolina do Sul no período de 1961 a 1990.



a sotavento dos Grandes Lagos, nos Estados Unidos. De modo semelhante, as montanhas também são fatores importantes na precipitação. Volumes elevados são registrados ao longo da encosta em que sopram os ventos predominantes de uma cordilheira, ao passo que a área a sotavento normalmente tem menor incidência de chuvas. A latitude, as temperaturas anuais médias e os teores máximos de água contribuem com a precipitação. Porém, as correntes oceânicas e os padrões atmosféricos globais constituem em fatores de grande importância na formação das precipitações.

Vimos que a precipitação varia de região para região. Entretanto, ela também oscila na escala temporal. Estas variações temporais têm muita importância para o engenheiro, e as diferenças sazonais e anuais têm implicações sérias para a gestão dos recursos hídricos. Como mostra a Figura 7-11, a precipitação mensal média na região de La Crosse, no Wisconsin, varia em mais de uma ordem de magnitude, fenômeno este que não é incomum. As variações anuais também podem ser expressivas, como mostra a Figura 7-12 para a região de Mojave, Califórnia, onde a oscilação atinge 16 ordens de magnitude. Essas variações destacam a importância de projetar reservatórios que sejam adequados em anos de prolongada escassez de chuvas e de construir barragens capazes de garantir o controle de inundações durante a estação chuvosa.

As inundações estão entre os desastres naturais mais frequentes e capazes de causar muitos prejuízos. Estes problemas mostram como é importante prever os volumes de chuvas em determinada região. Infelizmente, antever os ciclos de precipitação não é tarefa fácil, e as evidências indicam que algumas variações têm caráter totalmente aleatório.

FIGURA 7-11 Variações sazonais na precipitação em La Crosse, Wisconsin, Estados Unidos (dados de 2006).

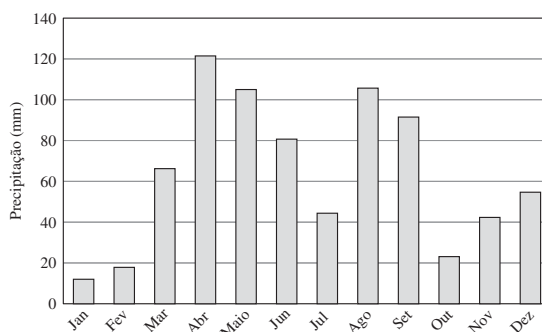
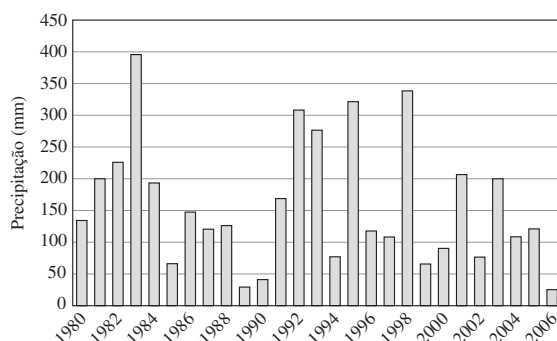


FIGURA 7-12 Variações anuais na precipitação na região de Mojave, Califórnia, Estados Unidos.



Muitos hidrólogos associam a intensidade de uma tempestade a períodos de 50 ou 100 anos. Esta associação causa confusão, porque implica uma probabilidade. Quando fazem esta vinculação, os hidrólogos na verdade estão se referindo a uma tempestade com chances de ocorrer, com certa intensidade e duração, uma vez a cada 100 anos em média, com base em dados observados. Sabe-se que as tempestades e, portanto, as inundações têm caráter estocástico.* Logo, uma tormenta de determinada intensidade com 100 anos de recorrência pode, na verdade, ocorrer com espaçamentos os mais variados, por exemplo em dois anos consecutivos, ou até no mesmo ano.

Análise espacial da precipitação. A precisão dos dados de precipitação é essencial na previsão de enchentes e estiagens. Por essa razão, é importante compreender como as taxas de precipitação são determinadas. A precipitação pode ser mensurada utilizando-se pluviômetros, os quais geram dados pontuais (isto é, informações coletadas em uma área muito pequena, normalmente da ordem de 20 cm de diâmetro) ou dados espacializados com base em leituras feitas por radar (quando a área considerada na medição é muito maior, em regra 2,5 km²). Cada método tem vantagens e desvantagens. Embora os pluviômetros gerem dados bastante precisos para uma região pequena, é preciso extrapolar os valores obtidos para áreas maiores. Os dados coletados com um único pluviômetro muitas vezes são suficientemente representativos, de forma a permitir seu uso em projetos de pequeno porte. A análise dos dados coletados em pluviômetros é chamada de **análise de precipitação pontual**. Já os radares são capazes de estimar a precipitação se a intensidade e a duração das tempestades forem relativamente constantes na área de interesse. Porém, a presença de montanhas pode afetar a coleta de informações essenciais para estas estimativas. Nos locais onde as tempestades incidem sobre áreas pequenas, como no sudoeste dos Estados Unidos, por exemplo, existe o risco de dados importantes não serem detectados pelo radar.

Evaporação

Uma vez que a evaporação é um elemento importante no ciclo hidrológico, sobretudo em regiões áridas e semiáridas, a determinação ou a previsão de taxas de evaporação é essencial no cálculo da capacidade de barragens. As oscilações nas taxas de evaporação ocorrem nas escalas temporal (Figura 7-13) e espacial, e podem ser estimadas utilizando-se o tanque evaporimétrico, o método da evaporação em superfície livre e a evaporação em lagos. O **tanque evaporimétrico** mede a evaporação com base em um recipiente padronizado para a tarefa (tanque classe A, segundo o Serviço Meteorológico dos Estados Unidos). A evaporação em um lago difere do método do tanque evaporimétrico em termos da capacidade de armazenar calor e da possibilidade de considerar o efeito dos ventos e das correntes nas águas no corpo lacustre. Um método simplificado para medir a evaporação em lago utilizando-se um evaporímetro padrão multiplica os dados obtidos pelo equipamento por 0,7 (Farnsworth, Thompson e Peck, 1982).

*Estocástico significa que a ocorrência de enchentes pode ser prevista utilizando-se a distribuição probabilística de um conjunto ordenado de dados coletados ao longo de determinado período.

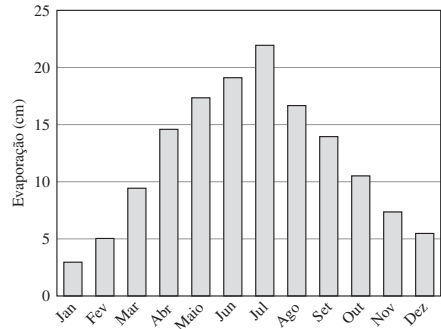


FIGURA 7-13 Valores médios da evaporação medida em tanque evaporimétrico na Universidade de Athens, na Geórgia, Estados Unidos, no período de 1970 a 1971.

Outro método utilizado para estimar a evaporação utiliza a equação de Dalton. Em suas experiências, Dalton demonstrou que a perda de água pela superfície de um lago ou outro corpo hídrico é função da radiação solar, das temperaturas da água e do ar, da velocidade do vento e da diferença nos valores de pressão de vapor na superfície da água e no ar imediatamente acima dela (Dalton, 1802). Logo, a relação

$$E = (e_s - e_a)(a + bu) \quad (7-7)$$

onde E = taxa de evaporação (em $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$)
 e_s = pressão de vapor na saturação (em kPa)
 e_a = pressão de vapor na camada de ar (em kPa)
 a, b = constantes empíricas
 u = velocidade do vento (em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

Os estudos empíricos realizados no Lago Hefner, em Oklahoma, levaram a uma relação semelhante.

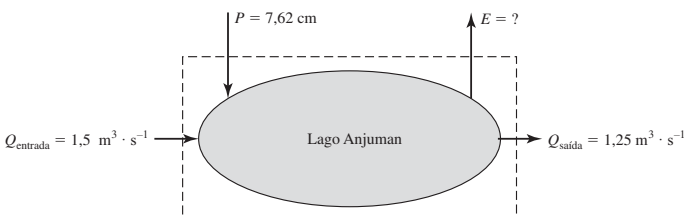
$$E = 1,22 (e_s - e_a)u \quad (7-8)$$

Estas expressões mostram que velocidades altas dos ventos e índices reduzidos de umidade relativa (pressão de vapor na camada de ar sobre a água) resultam em taxas de evaporação elevadas. Observe que as unidades destas expressões talvez não façam muito sentido. Isto ocorre porque estas expressões são empíricas, desenvolvidas com base em dados de campo. As constantes empíricas têm embutidos os fatores de conversão necessários. Ao aplicá-las (ou qualquer outra expressão empírica), tome cuidado para utilizar as mesmas unidades empregadas pelos cientistas que as desenvolveram.

EXEMPLO 7-3

O Lago de Anjuman tem 70,8 hectares de área superficial. A vazão de entrada no mês de abril foi $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Uma barragem regula a saída de água do lago em $1,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Se a precipitação registrada no mês foi 7,62 cm e o volume armazenado aumentou em 650.000 m^3 , qual é a evaporação em metros cúbicos e em centímetros? Suponha que as perdas ou ganhos por infiltração no leito do lago sejam nulas.

Solução Comece desenhando um diagrama de balanço de massa.



A equação do balanço de massa é:

Acumulado = entrada – saída

O acumulado (isto é, a variação no volume armazenado) é 650.000 m^3 . O volume de água que entra no algo é composto pela vazão de entrada e a contribuição da precipitação. O produto da profundidade relativa à precipitação pela área em que ela cai (70,8 ha) dá o volume da precipitação. O volume total de saída do sistema é a soma do volume de água drenado e do volume perdido por evaporação. A variação no volume acumulado é representada pela equação:

$$\Delta S = Q_{\text{entrada}} + P - E - Q_{\text{saída}}$$

Certifique-se de que todos os parâmetros tenham a mesma unidade. As vazões são expressas em metros cúbicos por segundo, enquanto E e P são dados em centímetros. Uma vez que queremos calcular a taxa de evaporação, é preciso converter todas as unidades em volume por mês ($\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$) ou comprimento por mês ($\text{cm}/\text{mês}$). Embora os hidrólogos muitas vezes calculem as variações no armazenamento em comprimento por unidade de tempo, é importante reconhecer que o comprimento não é conservado. Todavia, a massa é e, por essa razão, se supormos, como de costume, que a densidade da água não varie, é possível supor também que o volume seja constante. Logo, resolveremos este problema em unidades de volume e então calcularemos a variação na profundidade. Lembre-se também que o mês de abril tem 30 dias.

Portanto,

$$\begin{aligned} 650.000 \text{ m}^3 &= (1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(30 \text{ dias})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) \\ &\quad + (7,62 \text{ cm})(70,8 \text{ ha})(10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})(1 \text{ m} \cdot 100 \text{ cm}^{-1}) \\ &\quad - (1,25 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1})(30 \text{ dias})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) - E \end{aligned}$$

Resolvendo para E , obtemos:

$$\begin{aligned} E &= Q_{\text{entrada}} + P - Q_{\text{saída}} - \Delta S \\ &= 3,89 \times 10^6 \text{ m}^3 + 5,39 \times 10^4 \text{ m}^3 - 3,24 \times 10^6 \text{ m}^3 - 6,50 \times 10^5 \text{ m}^3 \\ &= 5,39 \times 10^4 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Para uma área de 70,8 ha, a taxa de evaporação expressa em termos da profundidade (ao mês) é:

$$E = \frac{5,39 \times 10^4 \text{ m}^3}{(70,8 \text{ ha})(10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})} = 0,076 \text{ m} = 7,6 \text{ cm}$$

EXEMPLO 7-4

Durante o mês de abril, a velocidade do vento sobre o Lago Anjuman foi estimada em $4,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A temperatura média do ar foi 20°C e a umidade relativa foi 30%. Já a temperatura média da água ficou em 10°C . Calcule a taxa de evaporação utilizando a equação de Dalton.

Solução Utilizando a temperatura da água e os valores dados na Tabela 7-2, a pressão de vapor foi estimada em $e_s = 1,2290$ a 10°C . A pressão de vapor no ar pode ser calculada como o produto da umidade relativa e da pressão de vapor de saturação, na temperatura do ar.

$$e_a = (2,3390 \text{ kPa})(0,30) = 0,7017 \text{ kPa}$$

A taxa diária de evaporação é:

$$E = 1,22 (1,2290 - 0,7017)(4,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}) = 2,57 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A evaporação média mensal é:

$$E = (2,57 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1})(30 \text{ dias}) = 77,1 \text{ mm, ou } 7,7 \text{ cm}$$

TABELA 7-2 Pressão de vapor da água em diferentes temperaturas

Temperatura (°C)	Pressão de vapor (kPa)	Temperatura (°C)	Pressão de vapor (kPa)
0	0,6104	25	3,1679
5	0,8728	30	4,2433
10	1,2290	35	5,6255
15	1,7065	40	7,3866
20	2,3390	50	12,4046

Calculado utilizando-se $e_s \approx 33,8639[(0,00738T + 0,8072)^8 - 0,000019 |1,8T + 48| + 0,001316]$, onde T = temperatura (°C). Reproduzido de Bosen, J. F (1960). *A Formula for Approximation of the Saturation Vapor Pressure over Water Monthly Weather Review*, Aug. 1960: 275-276.

Evapotranspiração. O fenômeno descrito como a remoção combinada da água por transpiração (isto é, a emissão de vapor da água pelas plantas) e por evaporação (dos solos, da neve e das superfícies de corpos hídricos) é chamado de evapotranspiração. Ela é estimada subtraindo-se a quantidade de água retirada de uma área da quantidade total de água que entra nela. A variação no acumulado precisa ser incluída nos cálculos, a menos que seja insignificante.

A taxa de evapotranspiração potencial (a máxima perda possível) de uma zona radicular do solo, ou rizosfera, sem restrições de suprimento de água (por exemplo, o terreno coberto por um campo de golfe) pode ser semelhante à taxa de evaporação observada em uma superfície de água livre ou espelho d'água. A umidade disponível na rizosfera limita a taxa de evapotranspiração real, a ponto de a transpiração diminuir à medida que a rizosfera seca. A taxa de evapotranspiração também é função do tipo de solo, das espécies vegetais envolvidas, da velocidade dos ventos e da temperatura. As espécies vegetais presentes têm o potencial de afetar as taxas de evapotranspiração drasticamente. Por exemplo, um carvalho consegue transpirar até 160 L · dia⁻¹, enquanto uma planta de milho transpira apenas 1,9 L · dia⁻¹. Embora alguns modelos empíricos tenham sido desenvolvidos na tentativa de prever as taxas de evapotranspiração com base nos fatores mencionados, muitas dificuldades são observadas na calibração e na validação destes modelos, por conta das complexidades biológicas e físicas que comandam o processo.

Infiltração

Em linguagem simples, a infiltração é o deslocamento da água para o interior do solo. Quando a precipitação excede a capacidade de infiltração do solo, a água migra através da superfície a uma velocidade que normalmente diminui com o tempo, até alcançar um valor constante. A taxa de infiltração varia com a intensidade das chuvas, o tipo de solo, as condições da superfície e a cobertura vegetal local. Esta diminuição de ordem temporal na taxa se deve, na verdade, ao preenchimento dos poros no solo com água, além da queda na atividade capilar. A oscilação das taxas de infiltração com o tempo é ilustrada na Figura 7-14.

Entre os muitos modelos desenvolvidos para descrever a infiltração, a equação de Horton (Horton, 1935) é muito útil quando a precipitação ultrapassa a capacidade de infiltração do solo:

$$f = f_c + (f_o - f_c)e^{-kt}$$
 (7-9)

- onde f = taxa de infiltração (ou capacidade de infiltração) (em comprimento · tempo⁻¹)
- f_c = taxa de infiltração no equilíbrio, crítica, ou final (em comprimento · tempo⁻¹)
- f_o = taxa de infiltração inicial (em comprimento · tempo⁻¹)
- k = constante empírica (tempo⁻¹)
- t = tempo

Observe que esta equação tem o mesmo problema que muitas equações de balanço de massa utilizadas pelos hidrólogos, isto é, as taxas são dadas em comprimento por unidade de tempo, não massa ou volume por unidade de tempo. Isso ocorre porque, para obter uma taxa volumétrica, é preciso multiplicar o lado direito da Equação 7-9 pela área superficial pela qual a água infiltra. Com isso, são obtidos valores de f expressos em volume por unidade de tempo. Contudo, já que, por convenção, os hidrólogos usam esta notação, faremos o mesmo.

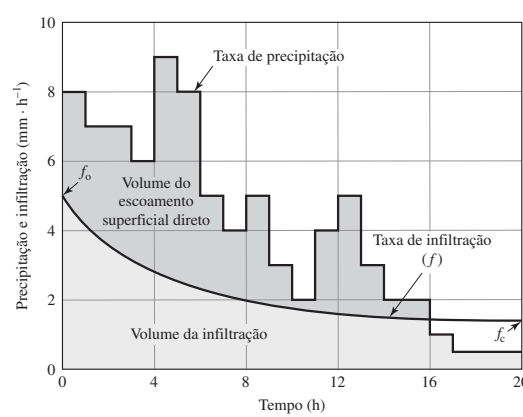


FIGURA 7-14 Influência do tempo na taxa de infiltração.

Como vimos, o tipo de solo afeta a taxa de infiltração da água. Não é difícil perceber que quanto mais arenoso for o solo, maior será a infiltração. Em contrapartida, quanto mais compacto for o solo, ou maior for o teor de argila, menor será a taxa de infiltração. A Tabela 7-3 apresenta dados de taxa de infiltração válidos para alguns tipos de solo.

A equação de Horton pode ser integrada para gerar uma equação que representa o volume total de água que infiltraria ao longo de dado período. A integral da equação de Horton é dada na Equação 7-10:

$$\text{Volume} = A_s \int_0^t f \, dt = A_s \int_0^t [f_c + (f_0 - f_c)e^{-kt}] \, dt = A_s \left[f_c t + \frac{f_0 - f_c}{k} (1 - e^{-kt}) \right] \quad (7-10)$$

Embora a equação de Horton seja válida para a maioria dos tipos de solo, ela sofre com muitas limitações. Em solos arenosos, f_c excede a maioria dos índices pluviométricos. Por essa razão, qualquer volume de chuva infiltra nesses solos e a taxa de infiltração é igual à taxa de precipitação. Nesses casos, a equação de Horton gera um valor subestimado da infiltração. Como vimos, a capacidade de infiltração f diminui com o acúmulo de volumes infiltrados, porque os poros no solo são preenchidos com água. Entretanto, este parâmetro não é função do tempo. Observe que, na equação de Horton, a capacidade de infiltração é uma função do tempo, não do acúmulo de volumes infiltrados.

TABELA 7-3 Os parâmetros relativos a alguns tipos de solo dos EUA utilizados na equação de Horton

Tipo de solo	f_c (cm · h ⁻¹)	f_0 (cm · h ⁻¹)	K (h ⁻¹)
Alphapha (areia com teor de argilas)	3,56	48,26	38,29
Carnegie (areno-argiloso)	4,50	35,52	19,64
Dothan (areia com teor de argilas)	6,68	8,81	1,40
Fuquay (areia pedregosa com teor de argilas)	6,15	15,85	4,70
Leeffield (areia com teor de argilas)	4,39	28,80	7,70
Areia comum	4,57	58,45	32,71

Fonte: Bedient, Philip, Huber, Wayne C.; Vieux, Baxter E., *Hydrology and Floodplain Analysis* 4th edition, © 2008, p. 67.

EXEMPLO 7-5

Um solo tem as seguintes características:

$$f_o = 3,81 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1} \quad f_c = 0,51 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1} \quad k = 0,35 \text{ h}^{-1}$$

Quais são os valores de f nos tempos $t = 12 \text{ min}$, 30 min , 1 h , 2 h e 6 h ? Qual é o volume total de infiltração durante o período de 6 h para uma área de 1 m^2 ?

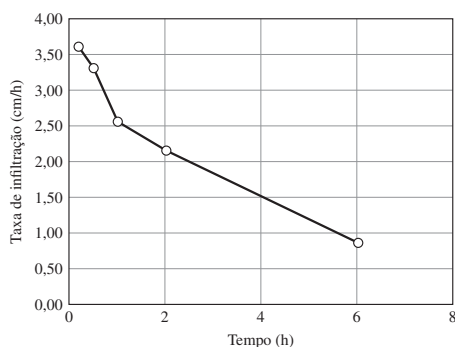
Solução Utilizando os dados fornecidos, podemos calcular as taxas de infiltração com a equação de Horton, se $i > f$ (isto é, se a precipitação é maior do que a infiltração). O volume da precipitação que infiltrou no solo pode ser calculado com a integral da equação de Horton para o intervalo de tempo considerado.

$$\text{Volume} = A_s \int_0^t f \, dt = A_s \int_0^t [f_c + (f_o - f_c)e^{-kt}] \, dt = A_s \left[f_c t + \frac{(f_o - f_c)}{-k} e^{-kt} \right]_0^t$$

Com a equação de Horton, calculamos a taxa de infiltração para cada tempo dado.

Tempo (h)	Taxa de infiltração (cm/h)
0,2	3,58
0,5	3,28
1	2,54
2	2,16
6	0,91

Os dados calculados podem ser utilizados para construir uma curva da variação da infiltração com o tempo:



O volume de água que teria infiltrado no período de 6 h pode então ser calculado.

$$\begin{aligned} \text{Volume} &= A_s \left[\left\{ (0,51)(6) + \frac{(3,81 - 0,51)}{-0,35} e^{-(0,35)(6)} \right\} \right. \\ &\quad \left. - \left\{ (0,51)(0) + \frac{(3,81 - 0,51)}{-0,35} e^{-(0,35)(0)} \right\} \right] \\ &= A_s(11,3 \text{ cm}) = 1 \text{ m}^2(11,3 \text{ cm})(1 \text{ m} \cdot 100 \text{ cm}^{-1}) = 0,113 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Vazão em cursos de água

A vazão real de um curso de água é calculada medindo-se a velocidade e a profundidade (isto é, a altura da coluna de água, com base em um plano de referência) de uma seção transversal específica do canal. As leituras de nível (em intervalos definidos) são calibradas em termos da vazão. Essas leituras normalmente são expressas em pés ou metros. A descarga total de água que passa por determinado ponto durante um intervalo de tempo é a **vazão** de um curso de água. A vazão é uma medida quantitativa muito útil, expressa em metros cúbicos por segundo (m^3/s), pés cúbicos por segundo (ft^3/s) ou galões por minuto (gpm). É mensurada em instalações específicas, chamadas de **estações fluviométricas**.

Nas estações em que a leitura é manual, o procedimento é realizado com um bastão graduado ou uma régua de medição (Figura 7-15) e é necessário que alguém vá até a estação para registrar a elevação do nível. Com a utilização de estações de registro automático, o nível do rio pode ser continuamente registrado e monitorado. Nos Estados Unidos, estes dados são enviados ao Serviço Geológico Nacional (USGS) e ao Serviço Meteorológico dos Estados Unidos (NWS) via satélite ou Internet, o que permite monitorar a elevação do nível dos rios à distância e a avaliar os riscos de enchente.

As estações automáticas têm um poço de medição e um abrigo para os equipamentos (Figura 7-16). A finalidade do poço de medição é minimizar os efeitos das ondas e proteger o sistema de tubulações e válvulas contra os materiais trazidos pela correnteza. As estações medidoras de vazão construídas em córregos pequenos normalmente são equipadas com uma barragem, a qual tem um vertedouro (Figura 7-17). Esta barragem magnifica a variação na elevação causada por oscilações muito pequenas na vazão, o que permite melhorar a precisão das medidas.

As curvas de descarga (Figura 7-18) são necessárias para calibrar as medidas dos níveis. Estas curvas, também denominadas curvas-chave, são construídas por especialistas, com base em dados coletados periodicamente nas estações de leitura. Estes dados incluem a profundidade e a velocidade do rio na seção transversal do canal, os quais são utilizados para calcular a descarga.

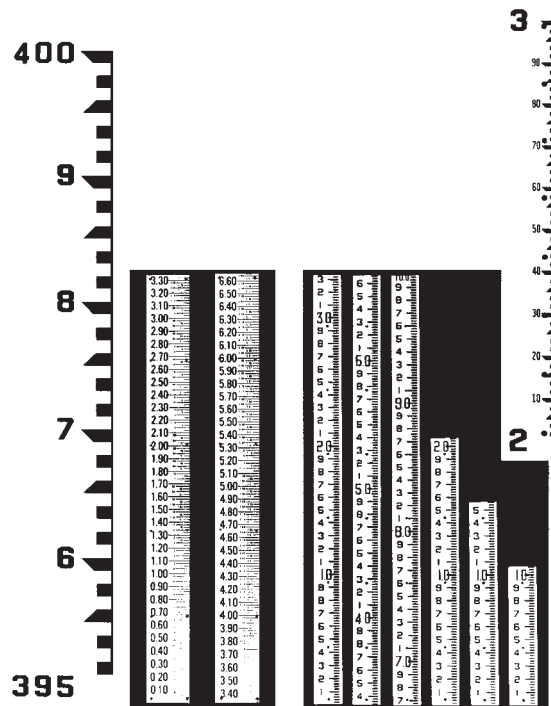


FIGURA 7-15 Régua de medição da vazão de um curso de água.

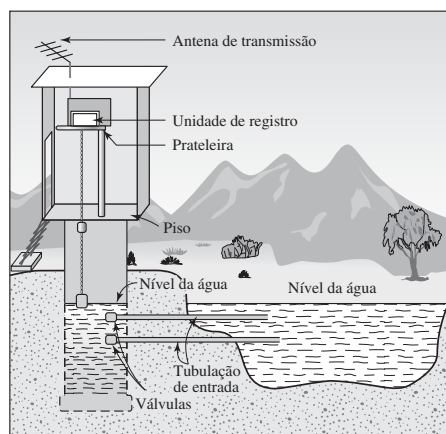


FIGURA 7-16 Esquema mostrando o poço de dissipação e o abrigo de uma estação medidora de vazão.

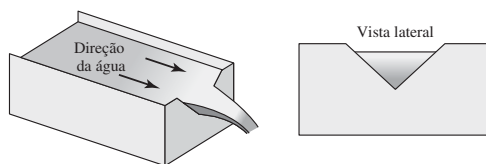


FIGURA 7-17 Barragem com vertedouro para a medição do nível de água.

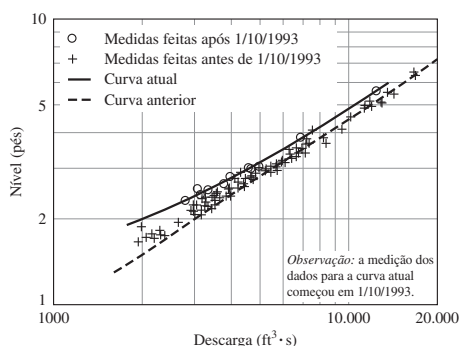


FIGURA 7-18 Curva de descarga típica.

7-3 HIDROLOGIA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Embora as águas de superfície sejam recursos naturais importantes, o papel das águas subterrâneas não pode ser desprezado. As águas subterrâneas contribuem com 25,7% da água doce na hidrosfera e representam 98,4% da água no estado líquido (Mather, 1984). Embora sejam renováveis, a taxa de renovação muitas vezes é menor do que a taxa em que as águas subterrâneas são captadas dos **aquíferos**. Este problema é observado em locais como os estados do Arizona, Colorado, Kansas, Texas, Oklahoma e em algumas regiões da Califórnia, por exemplo, onde as águas subterrâneas são “explotadas” com muito mais rapidez do que os aquíferos conseguem se recuperar. Como mostra a Figura 7-19, a intrusão de água salgada e a contaminação com compostos químicos e bactérias afetam a qualidade deste importante recurso natural. Portanto, para que as futuras gerações possam usufruir das águas subterrâneas, é necessário desenvolver maneiras novas e mais eficientes de administrar os processos de captação.

Os aquíferos

O processo de infiltração começa com a água atravessando a rizosfera e, em seguida, a **zona insaturada** (também chamada de **zona vadosa** ou **zona de aeração**). Como mostra a Figura 7-19, os poros do material geológico na zona insaturada estão parcialmente preenchidos por água. A outra parte destes interstícios está ocupada pelo ar. A água infiltrada prossegue em seu percurso vertical no solo, até chegar a um nível em que esses vazios no material geológico já se encontram totalmente preenchidos. É a chamada **zona de saturação**, **zona saturada** ou **zona freática**. A água presente na zona de saturação é chamada de **água subterrânea**. A formação geológica na qual esta água se desloca na horizontal e de onde pode ser bombeada para consumo humano é o **aquífero**. Areia, arenitos e rochas sedimentares em geral estão entre as formações com as propriedades ideais para atuarem como aquíferos. Contudo, estes também ocorrem em uma variedade de materiais geológicos distintos, como o calcário, o basalto fraturado ou o granito intemperizado.

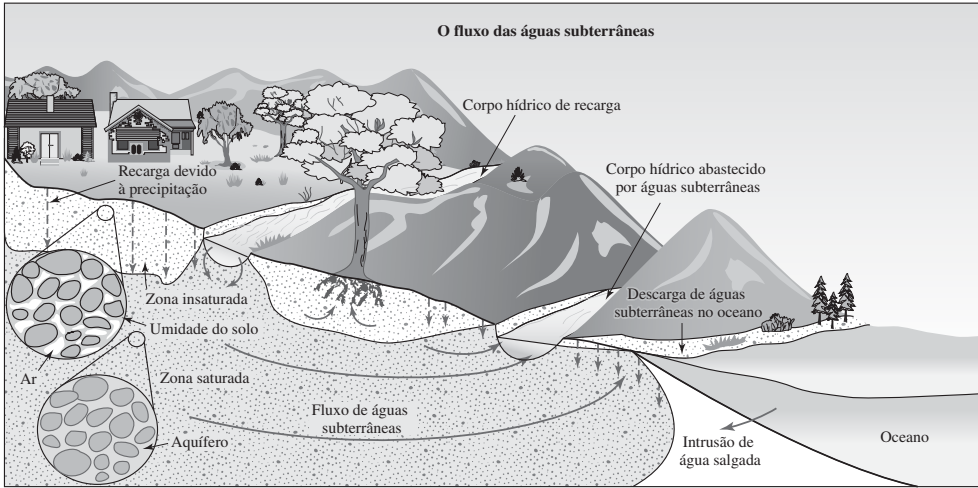


FIGURA 7-19 Os componentes do fluxo das águas subterrâneas.

Aquíferos livres. A superfície da zona de saturação de um aquífero que não se encontra encerrado em material geológico impermeável é chamada de **lençol freático** (Figura 7-20). Este tipo de aquífero é chamado de **aquífero livre**, **aquífero não confinado** ou **aquífero freático**.

Os pequenos vazios presentes no material geológico logo acima do lençol freático podem conter água por conta das forças de interação entre ela e o solo. O processo em que o solo desloca a água acima de seu nível estático é chamado de **ação capilar**. A zona em que este processo ocorre é denominada **franja capilar**. Embora os poros nesta região estejam saturados com água, esta não pode ser considerada uma fonte utilizável, já que não escoam livremente pela ação da gravidade (Figura 7-21).

Em um aquífero livre, o lençol freático pode oscilar significativamente com a precipitação e as estações do ano. Por exemplo, na primavera, em regiões de clima temperado, o lençol freático se encontra muito próximo à superfície do solo. Todavia, quando os volumes infiltrados diminuem, como vemos em períodos de chuvas escassas ou quando a superfície do solo está congelada, os níveis do lençol encontram-se muito abaixo da superfície do solo. Este processo de infiltração e migração, isto é, de renovação dos volumes de águas subterrâneas, é chamado de **recarga** do aquífero.

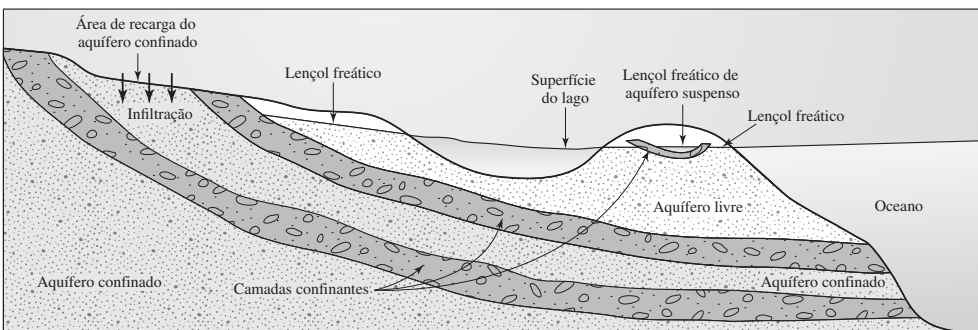


FIGURA 7-20 Esquema simplificado de um aquífero.

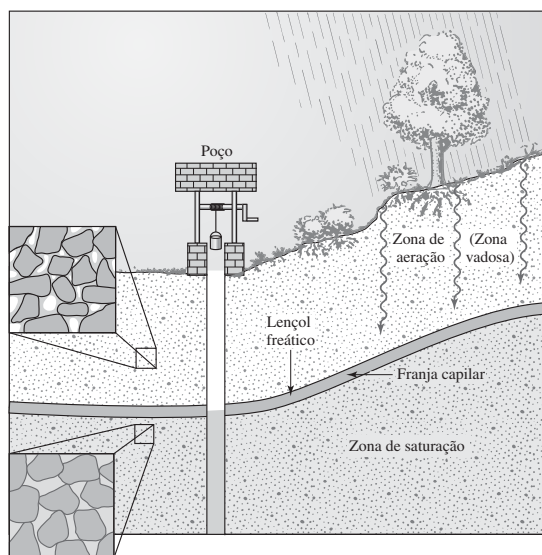


FIGURA 7-21 Esquema de um lençol freático mostrando as zonas de aeração e de saturação. Observe como as superfícies das partículas do solo na zona de aeração estão parcialmente envoltas em água, ao passo que na zona de saturação os poros estão completamente preenchidos. O nível da água no interior do poço, o qual não possui uma bomba instalada, é igual ao nível do lençol freático.

Aquíferos suspensos. Um aquífero suspenso é uma lente de água aprisionada sobre um lençol freático por um material geológico impermeável, como um leito de rocha ou de argila. Com sua forma achatada, o aquífero suspenso pode se estender por uma área expressiva, desde algumas centenas de metros quadrados até vários quilômetros. A perfuração de poços sobre estes aquíferos nem sempre surte os resultados esperados, porque os volumes de água que contêm são comparativamente pequenos. Dito de outro modo, o poço “seca” após um curto período de utilização.

Aquíferos confinados. Os aquíferos localizados entre uma camada superior e uma camada inferior de rocha impermeável são chamados de **aquíferos confinados**. As camadas impermeáveis são denominadas **camadas confinantes**. Estas são classificadas em **aquicludes** e **aquitardos**. As aquicludes são essencialmente impermeáveis. Já a permeabilidade das aquitardos é menor do que a do aquífero (mas esta camada é não totalmente impermeável). Apesar destas diferenças, os dois termos às vezes são usados como sinônimos.

Aquíferos artesianos. A água de um aquífero confinado pode estar sob pressão considerável. Esta pressão resulta da natureza impermeável das rochas confinantes, as quais restringem o fluxo da água, ou das diferenças em elevação entre alguns pontos do aquífero. A distinção entre um aquífero confinado e um aquífero livre fica clara em uma analogia com um manômetro de tubo. No manômetro de tubo aberto, os ramos estão desobstruídos e os níveis de água em cada um são idênticos (Figura 7-22a). Se acrescentarmos água no ramo esquerdo, o nível no ramo direito sobe, até os níveis nos dois ramos se igualarem. É o que ocorre em um aquífero livre. Contudo, em um manômetro de tubo fechado, uma válvula está instalada em um dos ramos (Figura 7-22b). Quando ela é fechada, qualquer volume de água despejado no ramo livre acumula-se nele. Neste caso o sistema simula um aquífero confinado. A pressão sobre a válvula aumenta por conta da elevação do nível de água no ramo livre.

Como mostra a Figura 7-23, quando a água no aquífero está sob pressão, ele é chamado de **aquífero artesiano**. O termo *artesiano* é usado em alusão à antiga província de Artois, na França. Na antiguidade, a região foi ocupada pelos romanos (que a chamavam de Artesium). Estes observaram a existência de muitos poços naturais, através dos quais a água escorria no

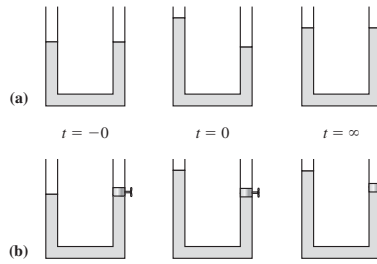


FIGURA 7-22 Analogia entre (a) um manômetro de tubo aberto, que simula um aquífero livre, e (b) um manômetro de tubo fechado, que representa um aquífero confinado.

solo. Quando a pressão no interior do aquífero é alta o bastante para forçar a água através dos materiais geológicos e da zona insaturada, até a superfície do solo, o aquífero é conhecido como **aquífero artesiano jorrante**.

A água entra em um aquífero artesiano no ponto em que as camadas confinantes afloram à superfície do solo. Em muitos locais, este ponto marca um fenômeno geológico chamado de soerguimento. A superfície exposta do aquífero é denominada **área de recarga**. Um aquífero artesiano se encontra sob pressão, a exemplo de um manômetro de tubo fechado. Dito de outro modo, a área de recarga está em um ponto mais elevado do que a parte inferior da camada confinante superior e, portanto, a coluna de água acima da camada confinante exerce pressão no aquífero. Quanto maior a distância vertical entre a área de recarga e o fundo da camada limitante superior, maior a coluna de água e, portanto, maior a pressão.

As nascentes. Devido às diferentes características dos materiais geológicos subterrâneos e da topografia de uma área, há casos em que o lençol freático intercepta a superfície do solo ou o leito de um córrego, um rio, um lago, ou mesmo do oceano. Nestes pontos de contato, a água subterrânea escoar para fora do aquífero, formando ou alimentando corpos hídricos. O local onde

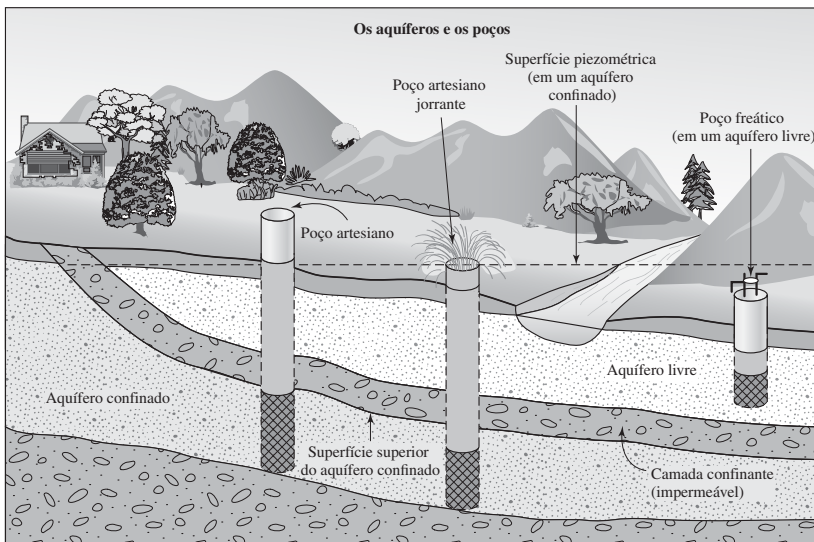


FIGURA 7-23 A superfície piezométrica de um poço artesiano e de um poço artesiano jorrante. Observe que a superfície piezométrica do poço jorrante está no nível do solo.

isto ocorre é chamado de **nascente por gravidade** ou **nascente por infiltração**. As nascentes são observadas tanto em aquíferos confinados como em aquíferos livres.

As complexidades da hidrogeologia. As descrições e os desenhos apresentados são simplificações do que ocorre na natureza. Na verdade, os aquíferos são formações geológicas muito complexas e variáveis. As oscilações na vazão de águas subterrâneas ocorrem em escala espacial, tanto na vertical quanto na horizontal. Camadas horizontais de diferentes materiais geológicos são comuns em aquíferos. Por exemplo, frequentemente são observadas lentes de areia acumuladas por deposição no interior de materiais geológicos impermeáveis, como siltes e argilas. Os sistemas de aquíferos também apresentam divisores, a exemplo do que vemos em cursos de água na superfície. Entretanto, as águas subterrâneas se dividem em diferentes direções, influenciando a extensão em que o aquífero pode ser utilizado como recurso hídrico.

Superfícies e cargas piezométricas. Se inserirmos pequenos tubos verticais (denominados piezômetros) em um aquífero confinado, a pressão da água faz com que ela suba pelos tubos, de modo análogo à água que ascende pelos ramos de um manômetro de tubo, até atingir o equilíbrio. A altura da água no tubo, chamada de **coluna piezométrica**, é uma medida da pressão no interior do aquífero. A carga piezométrica é mensurada com base no nível da água no poço. O plano imaginário que une os níveis de equilíbrio dos piezômetros instalados em determinada área é denominado **superfície piezométrica**. Em um aquífero livre, a superfície piezométrica é o próprio lençol freático.

Quando a superfície piezométrica de um aquífero confinado está acima do nível do solo, estamos diante de um poço que jorra água naturalmente, sem necessidade de bombeamento. Neste caso, o poço penetra em um aquífero artesianos. Contudo, se a superfície piezométrica está abaixo do nível do solo, não será possível retirar água sem a instalação de uma bomba.

O **gradiente hidráulico** é a diferença entre as alturas da coluna em dois pontos distintos, dividida pela distância entre os pontos. Ele é representado pela equação:

$$\frac{\Delta h}{L} = \frac{h_2 - h_1}{L} \quad (7-11)$$

onde $\Delta h/L$ = gradiente hidráulico

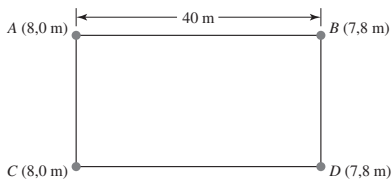
h_2 = altura da coluna no ponto 2

h_1 = altura da coluna no ponto 1

L = distância linear entre o ponto 1 e o ponto 2

EXEMPLO 7-6

A coluna de um aquífero livre (Figura 7-24) foi medida em quatro pontos diferentes, como mostra a figura abaixo.



Com base nas informações dadas, calcule o gradiente hidráulico.

Solução A direção do fluxo é AC para BD . O gradiente hidráulico pode ser calculado com a Equação 7-11.

$$\frac{\Delta h}{L} = \frac{h_2 - h_1}{L} = \frac{8,0 - 7,8 \text{ m}}{40 \text{ m}} = 0,005 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$$

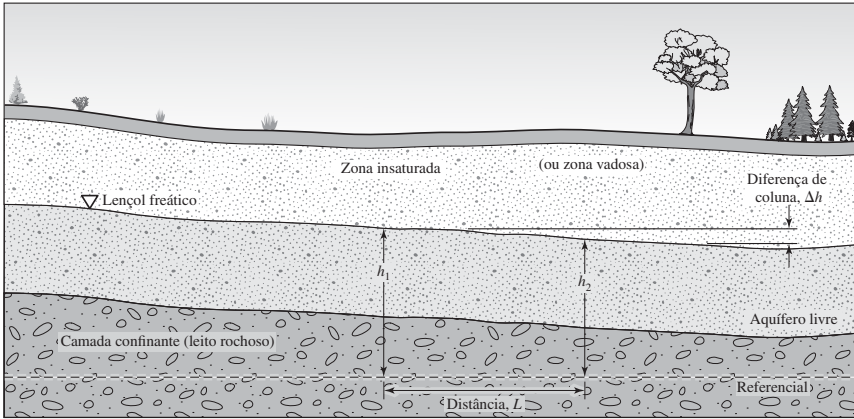


FIGURA 7-24 A superfície piezométrica e o respectivo referencial em um aquífero livre.

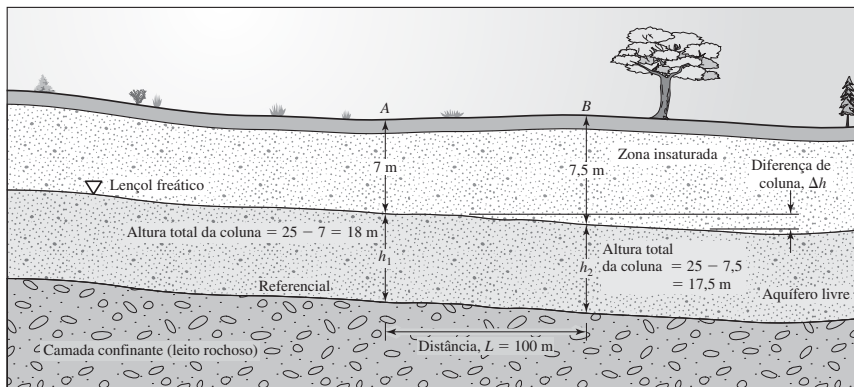
7-4 ESCOAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A água escoar dos pontos mais altos para os pontos mais baixos de uma superfície piezométrica. Nos aquíferos livres, a superfície piezométrica é o próprio lençol freático. Ela é obtida pela diferença vertical entre a profundidade da água abaixo do nível do solo e um plano referencial predeterminado. Em muitos casos, este referencial é a elevação do topo da camada confinante em relação ao nível do mar ou a profundidade em relação ao nível do solo.

EXEMPLO 7-7

Você trabalha em uma construtora. Como responsável pela construção de uma escola, ao escavar o terreno para erguer os alicerces você encontra água a uma profundidade de 7 m (em relação ao nível do solo). Cem metros adiante, a água está a 7,5 m de profundidade. Considere como referencial a camada confinante, que está 25 m abaixo do nível do solo. Calcule a superfície piezométrica em cada ponto, a direção do escoamento da água e o gradiente hidráulico. Suponha que a camada confinante seja paralela à superfície. Esta hipótese nem sempre é confirmada em situações reais, mas permite simplificar o problema.

Solução A primeira etapa consiste em desenhar um esquema do problema. Observe que a profundidade do lençol freático no ponto A é 7,0 m, ao passo que a profundidade no ponto B ela é 7,5 m. Utilizando o referencial dado (25 m sob o nível do solo), podemos calcular a altura da coluna piezométrica em cada ponto.



Ponto A: Altura total da coluna = 25 – 7,0 m = 18 m
Ponto B: Altura total da coluna = 25 – 7,5 m = 17,5 m

O escoamento da água subterrânea se dá do ponto A para o ponto B, isto é, da superfície piezométrica mais alta para a mais baixa. As alturas das duas superfícies são usadas para calcular o gradiente hidráulico:

$$\frac{\Delta h}{L} = \frac{h_2 - h_1}{L} = \frac{18,0 - 17,5 \text{ m}}{100 \text{ m}} = 0,005 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$$

Já discutimos a direção do escoamento de águas subterrâneas. Porém, em muitas situações, como na estimativa da taxa de migração de contaminantes, é necessário determinar a vazão destas águas. Henry Darcy, o renomado hidrólogo, estudou o escoamento da água em colunas inclinadas cheias de areia. O experimento mostrou que a vazão de águas subterrâneas depende do gradiente hidráulico e da condutividade hidráulica, uma importante propriedade de materiais geológicos. A **condutividade hidráulica** é uma medida da facilidade com que a água se desloca através de um meio poroso (como a areia ou o cascalho, por exemplo). A lógica diz que a água escoar mais facilmente através do cascalho do que da argila fina. Portanto, a condutividade hidráulica do cascalho é alta, comparada à da argila. Este parâmetro é função das propriedades do material geológico, entre as quais o diâmetro do grão e a porosidade. A Tabela 7-4 apresenta os valores de condutividade hidráulica de alguns materiais geológicos típicos.

A condutividade hidráulica é definida como a quantidade de água que passa por uma seção transversal de um aquífero (Figura 7-25) com um gradiente hidráulico igual a 1,00. A unidade mais utilizada é o metro por segundo.

Darcy descobriu que, quando o fluxo da água subterrânea é laminar e o aquífero está totalmente saturado, a velocidade do deslocamento é proporcional ao gradiente hidráulico e à condutividade hidráulica (Darcy, 1856).

$$v = K \frac{\Delta h}{L} \tag{7-12}$$

onde K é a condutividade hidráulica (comprimento por tempo) e $\Delta h/L$ é o gradiente hidráulico (comprimento por comprimento). Esta equação não é válida para materiais extremamente finos

TABELA 7-4 A condutividade hidráulica de alguns materiais geológicos

Material do aquífero	Porosidade (%)	Valores típicos da condutividade hidráulica (m/s)
Argila	55	$2,3 \times 10^{-9}$
Greda	35	$6,0 \times 10^{-6}$
Areia fina	45	$2,9 \times 10^{-5}$
Areia média	37	$1,4 \times 10^{-4}$
Areia grossa	30	$5,2 \times 10^{-4}$
Mistura de areia e cascalho	20	$6,0 \times 10^{-4}$
Cascalho	25	$3,1 \times 10^{-3}$
Ardósia	<5	$9,2 \times 10^{-10}$
Granito	<1	$1,2 \times 10^{-10}$
Arenito	15	$5,8 \times 10^{-7}$
Calcário	15	$1,1 \times 10^{-5}$
Rocha fraturada	5	$1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-4}$

Fonte: Davis e Cornwall, 1998; Todd, 1980.

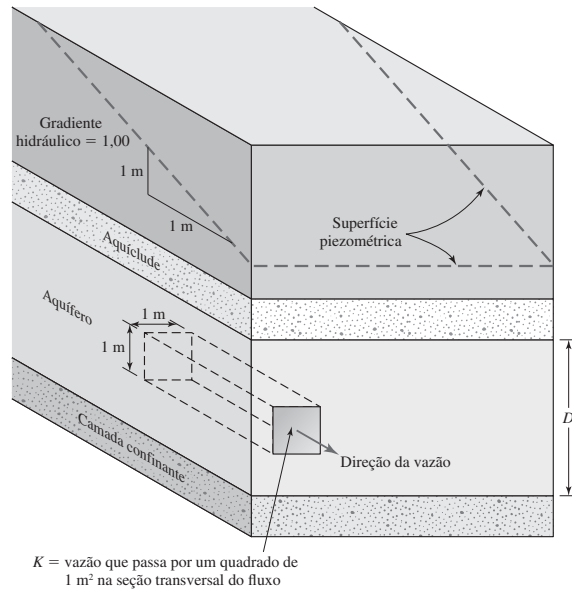


FIGURA 7-25 Definição ilustrada de condutividade hidráulica (K).

ou rocha fraturada. Como mostra a Figura 7-26, Darcy também demonstrou que a vazão da água, Q , é igual à descarga específica (também chamada de velocidade de Darcy), v , multiplicada pela área da seção transversal pela qual a água escoou:

$$Q = vA = \left(K \frac{\Delta h}{L} \right) A \quad (7-13)$$

A equação utilizada pelos hidrólogos para modelar com precisão o escoamento de águas subterrâneas é muito mais complexa, porque a condutividade hidráulica varia tanto na vertical quanto na horizontal. Além disso, o gradiente hidráulico é expresso como $\partial h / \partial L$. Contudo, as versões simplificadas utilizadas neste capítulo ajudam a compreender as noções básicas do escoamento de águas subterrâneas.

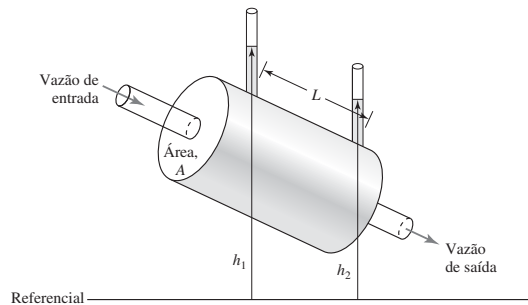


FIGURA 7-26 A área mostrada está preenchida com partículas sólidas. Como ilustra a Figura 7-27, a água escoou somente pelos poros.

EXEMPLO 7-8

Vamos supor que o aquífero no exemplo anterior seja composto por areia grossa, e que a área da seção transversal de escoamento da água seja 925 m^2 . Qual é a velocidade de Darcy da água subterrânea neste aquífero? Qual é a descarga específica?

Solução A Tabela 7-4 informa que a condutividade hidráulica da areia grossa, K , é $6,9 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Uma vez que o gradiente hidráulico calculado é $0,005 \text{ m/m}$, a velocidade de Darcy da água subterrânea é:

$$v = K \left(\frac{\Delta h}{L} \right) = (6,9 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(0,005 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})$$

$$= 0,298 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A descarga específica é igual a vA , ou:

$$0,298 \text{ m/dia} \times 925 \text{ m}^2 = 275,65 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Nas situações reais, a velocidade de Darcy pode ser calculada utilizando-se a vazão Q , que é um parâmetro mensurável. Como vimos, a descarga específica é um tipo de vazão, e a área utilizada para calcular este valor é a superfície da seção transversal do fluxo, mostrada na Figura 7-26. Entretanto, a água não escoar através de toda a seção transversal, já que boa parte desta área é ocupada por partículas sólidas. A Figura 7-27 mostra que a água consegue escoar apenas pelos poros.

A velocidade linear média da água é sempre maior do que a velocidade de Darcy. Ela é calculada com a expressão:

$$v'_{\text{água}} = \frac{v}{\eta} \quad (7-14)$$

onde $v'_{\text{água}}$ = velocidade linear média da água (ou **velocidade de infiltração**)

v = velocidade de Darcy

η = porosidade do material geológico

A **porosidade** é a relação entre o volume de vazios no material do aquífero e o volume total do material. Ela dá uma medida da quantidade máxima de água que pode ser armazenada nos espaços entre as partículas do material do aquífero. Entretanto, a porosidade não indica o volume de água disponível de fato.

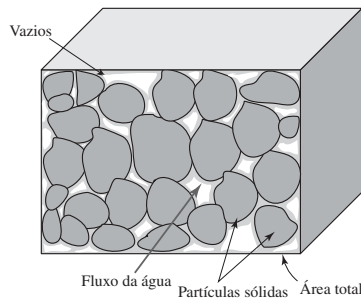


FIGURA 7-27 Seção transversal do material que compõe um aquífero, mostrando os vazios pelos quais a água pode escoar.

EXEMPLO 7-9

O material geológico na coluna mostrada na Figura 7-26 é uma areia grossa. As superfícies piezométricas são $h_1 = 10$ cm e $h_2 = 8,0$ cm. A distância entre os dois pontos em que h_1 e h_2 foram medidas é 10,0 cm. A área da seção transversal é 10 cm^2 . Qual é a velocidade linear da água que atravessa a coluna?

Solução O gradiente hidráulico é calculado pela expressão:

$$\frac{\Delta h}{L} = \frac{h_2 - h_1}{L} = \frac{10,0 - 8,0 \text{ cm}}{10,0 \text{ cm}} = \frac{2 \text{ cm}}{10,0 \text{ cm}} = 0,2 \text{ cm} \cdot \text{cm}^{-1}$$

A Tabela 7-4 mostra que a condutividade hidráulica (K) da areia grossa é $6,9 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A velocidade de Darcy é:

$$v = K \frac{\Delta h}{L} = (6,9 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(0,2 \text{ cm} \cdot \text{cm}^{-1}) = 1,38 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Supondo-se que a porosidade seja 0,3 (como dada na Tabela 7-4), a velocidade linear seria:

$$v'_{\text{água}} = \frac{v}{\eta} = \frac{1,38 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}{0,3} = 4,6 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Esta análise mostra que a velocidade linear da água no aquífero é significativamente maior do que a velocidade de Darcy.

7-5 HIDRÁULICA DOS POÇOS**A definição dos termos**

Os parâmetros de um aquífero identificados e definidos nesta seção são os mais importantes no cálculo do volume de água disponível e na avaliação das dificuldades de captá-la. Os termos de uso geral foram explicados nas Seções 7-3 e 7-4.

Rendimento específico. Porcentagem de água livre para ser captada do aquífero, sob influência da gravidade, é chamada de rendimento específico (Figura 7-28). Não é igual à porosidade, porque as forças de tensão molecular e superficial nos poros mantêm uma parcela da água aderida a estes. Representa a quantidade de água disponível para captação. Os valores de S em aquíferos livres variam de 0,01 a $0,35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$. A Tabela 7-5 lista alguns valores médios.

Coefficiente de armazenamento (S). Semelhante ao rendimento específico. É definido como o volume de água disponível resultante da redução da superfície piezométrica em uma unidade, ao longo de uma unidade de área da seção transversal horizontal. As unidades são m^3 de água $\cdot \text{m}^{-3}$ de aquífero. Para aquíferos confinados, os valores de S variam de 1×10^{-3} a $1 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$.

Transmissividade (T). O coeficiente de transmissividade (T) é uma medida da taxa em que a água atravessa uma faixa vertical de largura unitária de um aquífero, abrangendo toda a espessura da camada saturada (Figura 7-29) sob um gradiente hidráulico igual a 1. A unidade da transmissividade é $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Os valores oscilam entre $1,0 \times 10^{-4}$ e $1,5 \times 10^{-1} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

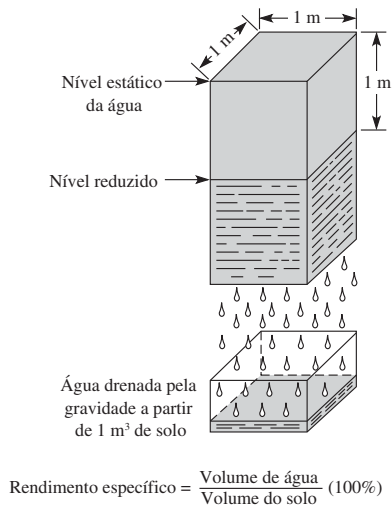


FIGURA 7-28 ○ rendimento específico.

Cone de depressão

A retirada da água de um poço causa uma redução no nível da superfície piezométrica na área em redor (Figura 7-30).

Esta redução, ou rebaixamento, faz com que a superfície piezométrica assuma a forma de um cone invertido, chamado de **cone de depressão**. Uma vez que o nível da água em um poço explorado utilizando-se uma bomba é menor do que o observado no aquífero associado, a água escoar do aquífero para o poço. À medida que aumenta a distância em relação ao poço, o rebaixamento é atenuado e a inclinação do cone se confunde com o lençol freático estático, ou superfície piezométrica original, como mostra a Figura 7-31. A distância relativa ao poço em que isso ocorre é chamada de raio de influência, o qual não é constante e tende a aumentar com o bombeamento de água.

Para determinada vazão captada, a forma do cone de depressão depende das características da formação geológica que abriga o aquífero. Cones rasos e largos se formam em aquíferos compostos por areias grossas e cascalhos. Já os mais profundos e estreitos ocorrem em solos de

TABELA 7-5 Os valores de rendimento específico para alguns tipos de solo

Material	Rendimento específico (%)		
	Máximo	Mínimo	Média
Cascalho grosso	26	12	22
Cascalho médio	26	13	23
Cascalho fino	35	21	25
Areia contendo cascalho	35	20	25
Areia grossa	35	20	27
Areia média	32	15	26
Areia fina	28	10	21
Silte	19	3	18
Argila arenosa	12	3	7
Argila	5	0	2

Fonte: Johnson, 1967, conforme citado em C. W. Fetter, 1994.

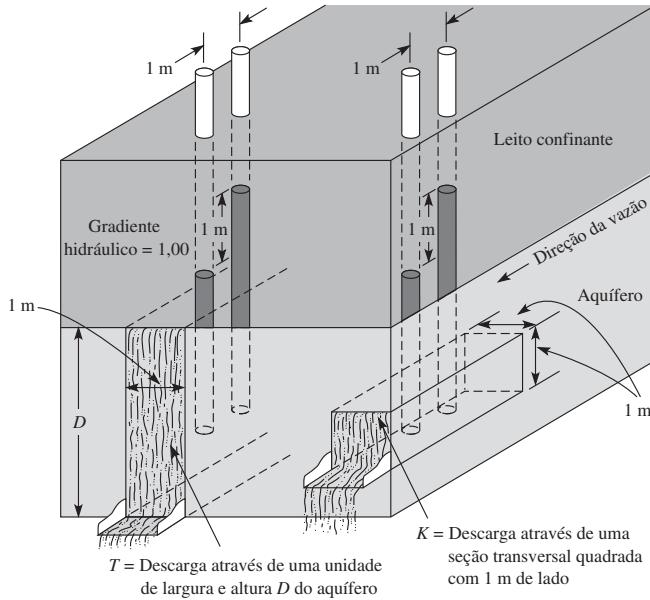


FIGURA 7-29 Definição ilustrada da condutividade hidráulica (K) e da transmissividade (T).

areias finas ou em argilas arenosas (Figura 7-32). O aumento da captação de água acarreta uma diminuição do rebaixamento. Com isso, aumenta também a inclinação do cone.

A sobreposição de dois cones de depressão reduz o nível do lençol freático (Figura 7-33). Por isso, é necessário um esforço maior para captar a água no interior dos poços. Aumentar o espaçamento entre os poços na área sobre o aquífero reduz os custos com bombeamento e permite captar volumes maiores de água. Uma regra prática utilizada em campo diz que dois poços não podem ser construídos a uma distância menor do que o dobro da espessura da camada que retém a água. Nos casos em que há mais de dois poços, essa distância aumenta para 75 m.

O escoamento de água para o interior do poço pode ser descrito utilizando-se lei de Darcy. A equação foi resolvida para vazões tanto no estado estacionário como também as transientes e

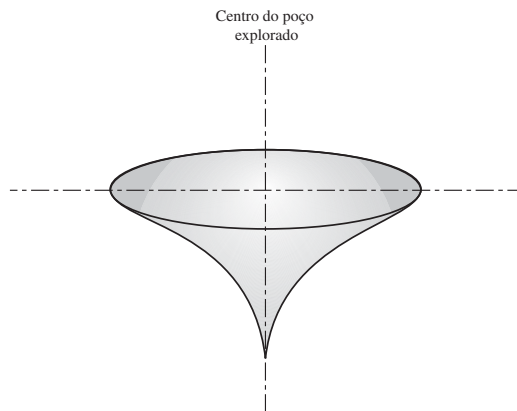


FIGURA 7-30 Representação simplificada de um cone de depressão associado a um aquífero homogêneo.

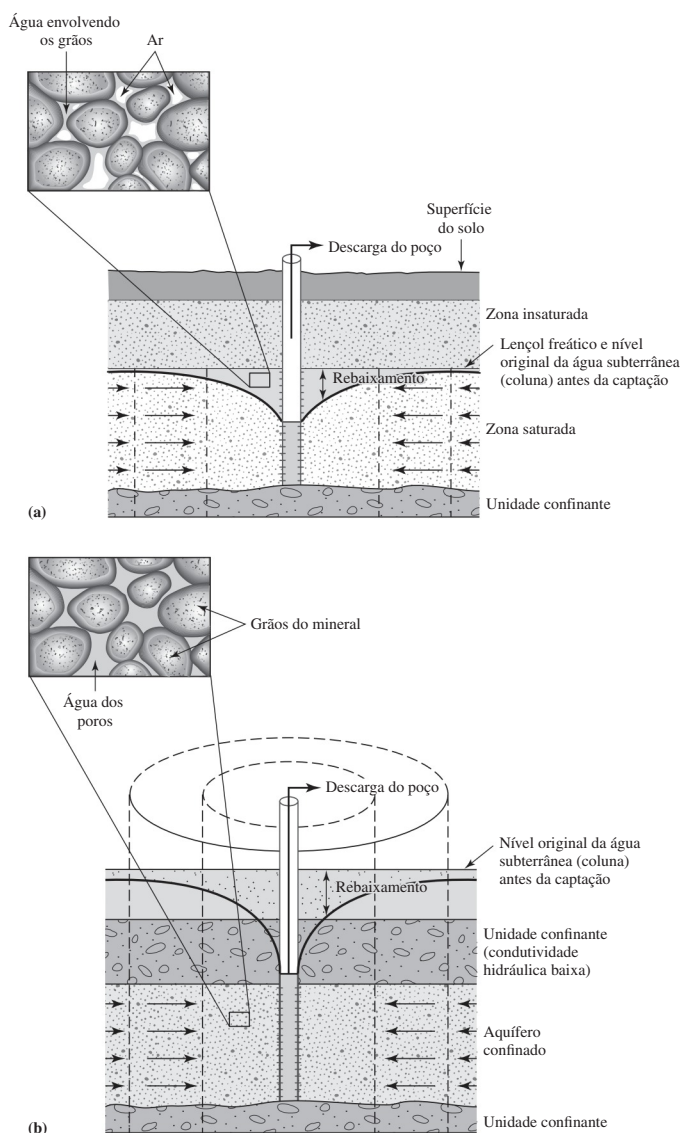


FIGURA 7-31 Representação simplificada do rebaixamento em (a) um aquífero livre e (b) um aquífero confinado.

variáveis. O estado estacionário é a condição em que não ocorrem variações temporais. Embora raramente seja observado na prática, após longos períodos de captação é possível configurar-se uma condição próxima ao estado estacionário. Já as equações que explicam o escoamento transiente incluem o fator tempo. (Consideraremos apenas o estado estacionário. Os cenários de escoamento transiente vão além do escopo deste livro.) Estas equações são obtidas com base nas seguintes hipóteses:

1. A água do poço é captada a uma vazão constante.
2. O escoamento da água subterrânea na direção do poço é radial e uniforme.
3. No princípio, a superfície piezométrica é horizontal.

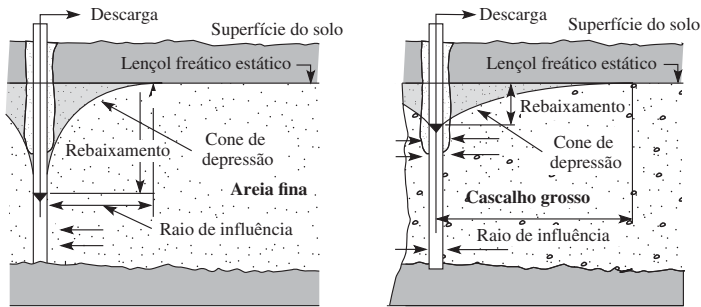


FIGURA 7-32 Efeito do material formador do aquífero no cone de depressão.

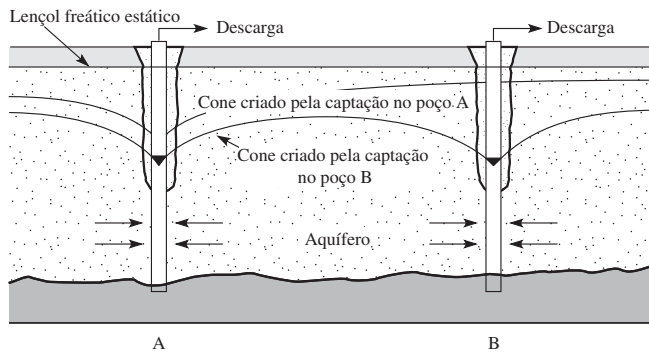


FIGURA 7-33 Efeito da superposição de cones de depressão.

4. O poço atinge o aquífero, abrangendo toda sua altura.
5. O aquífero é homogêneo em todas as direções (isto é, a porosidade, a condutividade e outros parâmetros são invariáveis, em todas as direções) e o aquífero tem extensão horizontal ilimitada.
6. A água é liberada pelo aquífero imediatamente, devido à redução da superfície piezométrica.
7. A altura do rebaixamento é pequena, comparada com a profundidade do aquífero.

Escoamento em regime permanente em um aquífero confinado. A equação que descreve o escoamento da água em estado estacionário em um aquífero confinado foi desenvolvida por Dupuit (1863) e aperfeiçoada por Theim (1906):

$$Q = \frac{2\pi T(h_2 - h_1)}{\ln(r_2/r_1)} \quad (7-15)$$

onde $T = KD$ = transmissividade, $m^2 \cdot s^{-1}$

D = espessura do aquífero artesiano, m

h_1 = altura da superfície piezométrica sobre a camada confinante à distância r_1 do poço, m

h_2 = altura da superfície piezométrica sobre a camada confinante à distância r_2 do poço, m

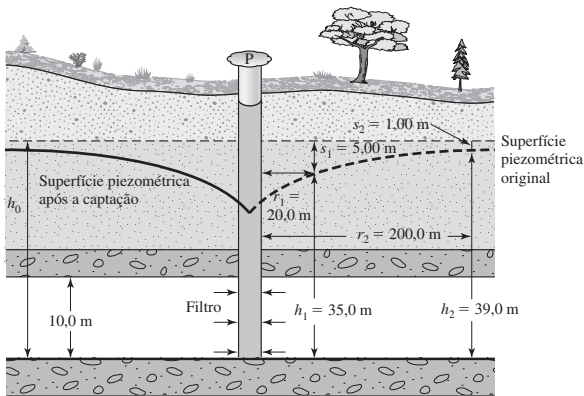
r_1, r_2 = raio em relação ao poço, m

$\ln$ = logaritmo natural, base e

Os aquíferos confinados se mantêm completamente saturados durante a captação de água.

EXEMPLO 7-10

Um aquífero artesiano tem 10,0 m de espessura e superfície piezométrica de 40,0 m acima da camada inferior confinante. A água é captada por meio de um poço que alcança o aquífero. No estado estacionário, o rebaixamento observado em dois poços de observação localizados a 20,0 m e 200,0 m do poço em uso é de 5,00 m e 1,00 m, respectivamente. A captação é realizada a uma vazão de $0,016 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Calcule a condutividade hidráulica do aquífero.



Solução Primeiro, determinamos h_1 e h_2 :

$$h_1 = 40,0 \text{ m} - 5,00 \text{ m} = 35,0 \text{ m}$$

$$h_2 = 40,0 - 1,00 \text{ m} = 39,0 \text{ m}$$

Como:

$$Q = \frac{2\pi KD(h_2 - h_1)}{\ln(r_2/r_1)}$$

podemos rearranjar a equação e determinar K :

$$\frac{Q \ln(r_2/r_1)}{2\pi D(h_2 - h_1)} = K$$

Portanto:

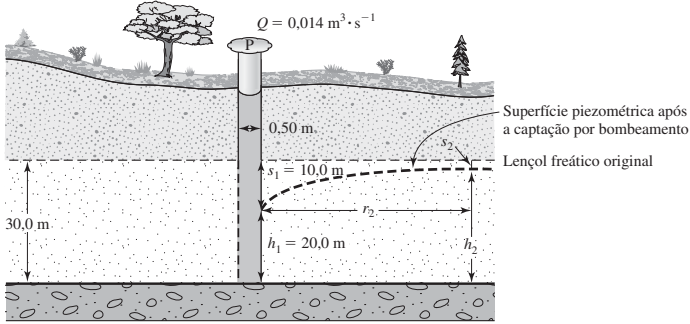
$$\frac{0,016 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \ln(200/20)}{2\pi(10 \text{ m})(39,0 \text{ m} - 35,0 \text{ m})} = 1,50 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Escoamento em estado estacionário em um aquífero livre. Em aquíferos livres, o fator D na Equação 7-15 é substituído pela altura do lençol freático em relação à superfície inferior do aquífero. A equação utilizada nesta situação é:

$$Q = \frac{2\pi K(h_2^2 - h_1^2)}{\ln(r_2/r_1)} \quad (7-16)$$

EXEMPLO 7-11

Um poço com 0,50 m de diâmetro está localizado sobre um aquífero com 30,0 m de espessura. O rebaixamento no ponto em que está localizado o poço é 10,0 m e a condutividade do cascalho que forma o aquífero é $6,4 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Se a captação é constante e a descarga é $0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, qual é o rebaixamento em um ponto a 100,0 m de distância do poço?



Solução Primeiro, calculamos h_1 :

$$h_1 = 30,0 \text{ m} - 10,0 \text{ m} = 20,0 \text{ m}$$

Então aplicamos a Equação 7-16 e resolvemos para h_2 . Observe que o diâmetro do poço foi dado e r_1 precisa ser considerado metade do diâmetro, isto é, 0,25 m.

$$0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} = \frac{\pi(6,4 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})[h_2^2 - (20,0 \text{ m})^2]}{\ln(100 \text{ m}/0,25 \text{ m})}$$

$$h_2^2 - 400,0 \text{ m}^2 = \frac{(0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(5,99)}{\pi(6,4 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})}$$

$$h_2 = (4,17 + 400,0)^{1/2}$$

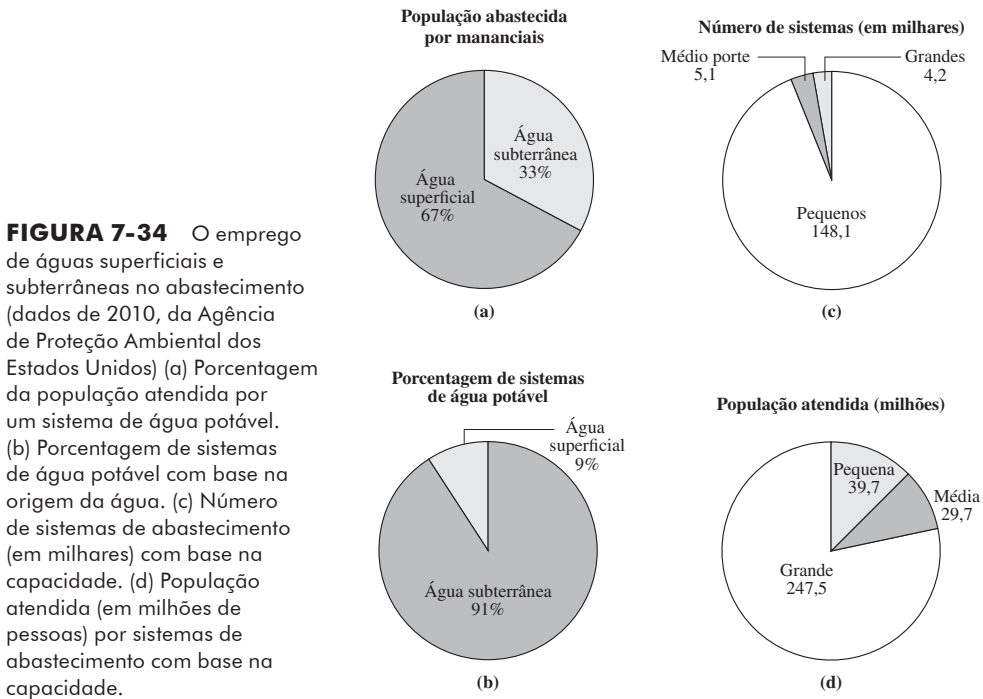
$$h_2 = 20,10 \text{ m}$$

Portanto, o rebaixamento é:

$$s_2 = H - h_2 = 30,0 - 20,10 = 9,90 \text{ m}$$

7-6 A IMPORTÂNCIA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO ABASTECIMENTO

As águas superficiais e subterrâneas são recursos naturais importantes. Embora as águas subterrâneas estejam ocultas sob o solo, sua importância não é menor do que a das águas disponíveis na superfície. Como mostra a Figura 7-34a, a água consumida por cerca de 64% da população dos Estados Unidos é captada na superfície. Entretanto, o número absoluto de sistemas de abastecimento que utilizam as águas superficiais não passa de 8,7% do total (Figura 7-34b). Isso ocorre porque a maioria dos sistemas de pequeno porte utiliza as águas subterrâneas e, como mostra a Figura 7-34c, estes são muito mais numerosos do que os sistemas grandes. Some-se o fato de que os sistemas grandes abastecem 77% da população (Figura 7-34d), e percebemos por que as águas subterrâneas respondem por apenas 36% da água consumida por habitante, ainda que representem a água captada por 91% dos sistemas em operação.



Comparadas com as águas de superfície, as subterrâneas têm diversas características preferenciais como fonte para o abastecimento. A primeira é que as águas subterrâneas encontram-se naturalmente armazenadas, isto é, não existe a necessidade de construírem-se tanques de armazenamento, reservatórios e outras instalações. A segunda é que, como o abastecimento normalmente é disponibilizado no ponto de demanda, o custo associado ao transporte é reduzido de forma significativa. A terceira vantagem está no fato de os materiais geológicos que armazenam as águas subterrâneas atuarem como filtros naturais, o que as torna mais límpidas do que as águas de superfície. Outro ponto positivo é que as águas subterrâneas estão menos sujeitas a oscilações sazonais, além de estarem mais protegidas contra a contaminação por poluentes. Contudo, a menos que sejam implementadas medidas de controle para prevenir a contaminação oriunda de grandes plantações, de aterros sanitários, de postos de gasolina e do manuseio de resíduos perigosos, o risco de as águas subterrâneas sofrerem com a poluição aumenta com o tempo, a exemplo do que ocorre com as águas de superfície.

7-7 A REDUÇÃO DOS VOLUMES DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS

O direito à água

Uma discussão sobre a redução dos volumes de água disponíveis para o abastecimento humano precisa começar com a análise das práticas de consumo e do direito ao acesso à água. Nos Estados Unidos, a legislação que garante o acesso à água está apoiada em dois conceitos básicos: o direito de acesso atrelado a propriedades ripárias (marginais) aos corpos de água e a lei de apropriação prévia. O terceiro conceito é uma combinação destes. O quarto diz respeito aos direitos reservados na esfera da atuação federal.

A doutrina jurídica que respalda o acesso às fontes hídricas ripárias (ou marginais) nasceu da Doutrina do “Fluxo Natural”, segundo a qual o direito à água se insere no conceito de propriedade de uma extensão de terra e dos corpos hídricos naturais nela presentes, dos quais o proprietário pode usufruir sem restrições, mas sem prejuízo à qualidade e à quantidade da

água que captar. A doutrina se originou na Inglaterra, como medida de proteção aos interesses da nobreza rural. Embora o proprietário tivesse o direito de se valer das águas existentes em suas propriedades, ele não era o dono de fato desses recursos hídricos e, portanto, estes tinham de ser utilizados com bom senso e somente para usos não consuntivos. Uma vez firmado esse direito, o proprietário podia utilizar suas águas e até pescar nos rios e córregos em suas terras. No entanto, não lhe cabia a prerrogativa de represar ou alterar o curso desses corpos hídricos. Além disso, a água captada deveria ser devolvida ao rio do qual fora retirada. Este conjunto de direitos e deveres funcionou bem nos tempos em que os Estados Unidos eram uma colônia inglesa, especialmente no leste do país, onde havia abundância de recursos hídricos e a agricultura era a principal atividade econômica. Com o tempo, o chamado “uso com base no bom senso” passou a contemplar o consumo de água em larga escala para fins mais abrangentes, ainda que a aplicabilidade da expressão varie muito entre os estados norte-americanos.

O direito baseado na apropriação prévia se desenvolveu no século XIX com base nas leis que estabeleceram o direito aos recursos minerais da região, entre os pioneiros que colonizaram o oeste dos Estados Unidos. Esta lei exigia que o exercício do direito ao uso da água precisava ser documentado e registrado nos canais oficiais e usufruído de forma contínua, do contrário seria perdido. Além disso, o preceito “o primeiro a chegar será o primeiro a ter o direito” constava como precedente na solução de disputas envolvendo estes direitos. O direito à apropriação não está atrelado à propriedade da terra. Ele se alicerça no controle físico e no uso benéfico de determinada quantidade de água para dado fim, em local específico. Da mesma forma, ele é intransferível e não pode ser vendido. Diferentemente do direito ao acesso às fontes naturais de água, o direito à apropriação prévia admite a transposição e o armazenamento, práticas comuns naquela época. A caracterização da utilização da água como benéfica ou não era atribuição do estado. Embora a lei da apropriação prévia tivesse como objetivo secundário impedir abusos, o fato de os direitos serem perdidos quando as águas não são utilizadas durante período predeterminado pode resultar, como de fato ocorreu, no uso abusivo destas unicamente para não se incorrer na perda daqueles.

O terceiro conceito é uma combinação do direito ao acesso aos recursos hídricos ripários e da lei da apropriação prévia. Ele reconhece os direitos embasados nos dois conceitos discutidos. Em linhas gerais, recorre-se a ele quando os direitos ao acesso ripário aos mananciais foram reconhecidos, mas o estado passou a adotar um sistema diferente, sistema de apropriação, por conta da limitação dos recursos hídricos locais. Em casos como esse, os direitos adquiridos com o amparo do direito de acesso ripário são convertidos em garantias de apropriação, permitindo ao proprietário reivindicar o seu direito à água e de incorporá-lo no sistema anterior, isto é, o sistema de apropriação prévia. Embora o proprietário não estivesse obrigado a utilizar a água para fins benéficos no momento da conversão do direito, caso ela não estivesse sendo aproveitada há determinado número de anos ou caso a solicitação de uso não tivesse sido feita, o direito seria perdido. A Califórnia foi o primeiro estado a adotar esta abordagem. Posteriormente Kansas, Nebraska, Dakota do Sul, Dakota do Norte, Oklahoma, Oregon, Texas e Washington seguiram o exemplo. O quarto conceito ocorre no âmbito da reserva dos direitos à água na esfera federal. Segundo ele, o acesso à água está garantido e é reservado ao governo federal ou a tribos de nativos com base em acordos firmados por estas partes, como portarias e estatutos, por exemplo. Estes direitos não podem ser cancelados ou perdidos por conta da não utilização dos recursos hídricos. Esta doutrina foi estabelecida pela Suprema Corte dos Estados Unidos em 1908, no processo *Winters vs. Governo Federal*. Com esta jurisprudência, a Suprema Corte estipulou que os direitos à água ficaram reservados quando da criação de reservas indígenas e em quantidade suficiente para atender às finalidades para as quais essas reservas foram criadas. A definição dos direitos à água deixava de ser uma mera questão de estado.

A aplicação prática destes sistemas varia muito entre os estados norte-americanos. Estes sistemas são complexos e diversos, e os conflitos são comuns quando o direito ao acesso a um curso de água ultrapassa a esfera política e jurisprudencial. Nos Estados Unidos, três abordagens básicas são empregadas para solucionar estas disputas: (1) o litígio ante a Suprema Corte, (2) a sanção de legislação pelo Congresso e (3) a negociação e a sanção de pactos entre estados. Por exemplo, o Tratado do Rio Colorado, de 1922, foi assinado pelos estados do Colorado, Novo México, Utah, Wyoming, Nevada, Arizona e Califórnia para resolver disputas envolvendo a distribuição das águas do rio e de seus tributários. Com isso, a Bacia do Rio Colorado foi dividida em duas e os direitos ao acesso à água foram distribuídos a fim de garantir o desenvolvimento agrícola e industrial da região, além de propiciar o armazenamento de água, promover o comér-

cio entre os estados e proteger a vida selvagem e as propriedades locais contra as cheias. Com o tempo surgiram outras disputas, cada qual definida por sanção ou criação de nova legislação (por exemplo, a Lei de Projetos para a Bacia do Rio Colorado, de 1968), por decisões promulgadas pela Suprema Corte (como no processo *Arizona vs. Califórnia*, em 1964), ou por novos tratados e pactos (o Acordo entre Sete Partes na Califórnia, de 1931).

A utilização da água

Em 2005, o último ano para o qual dados detalhados estão disponíveis, cerca de 1,6 bilhão de metros cúbicos de água eram captados diariamente nos Estados Unidos. Os maiores consumidores eram os setores termoeletrico (49%), agrícola (31%) e de abastecimento público (11%). Juntas, as categorias consumo doméstico, pecuária, aquicultura, indústria e mineração consumiam os 9% restantes do volume captado. A captação de água doce representava 85% do total retirado, considerando-se águas doces e salobras. Nos setores termoeletrico e de irrigação, o consumo vinha se estabilizando desde a década de 1980, com viés de queda. Em contrapartida, aumentos constantes na captação destinada ao abastecimento público foram observados na mesma época (Kenny et al., 2009).

Hoje, a água de irrigação representa, de longe, o maior volume captado de aquíferos ou de cursos de água nos Estados Unidos. Do total captado para este fim, 58% são oriundos de águas superficiais e 42% vêm de águas subterrâneas (Kenny et al., 2009). Cerca de 56% da água originalmente captada para irrigação de lavouras são de fato consumidos para essa finalidade. Já para o abastecimento público, o volume utilizado cai para 16% do total captado (Hudson et al., 2004).

A Figura 7-35 mostra que os maiores aportes de água captada para a irrigação ocorrem no oeste dos Estados Unidos. Perto de 85% da terra irrigada no país está naquela região. A irrigação é crítica para a agricultura local, cujo clima é notoriamente semiárido. Já as propriedades rurais localizadas no leste do país recorrem à irrigação para aumentar a frequência anual de plantio e o rendimento do cultivo, ou compensar uma eventual escassez de chuvas.

No oeste dos Estados Unidos são comuns as disputas jurídicas envolvendo o abastecimento de água. O estado da Califórnia em particular preocupa-se bastante em equilibrar as demandas de água sentidas na agricultura, no crescimento populacional e no meio ambiente. Um exemplo da controvérsia envolvendo o direito à água é visto nas recentes medidas de proteção propostas para a indústria pesqueira e para a vida selvagem na região do Delta de Sacramento. A bacia hidrográfica do Delta fornece água potável para dois terços da população do estado e abastece algumas de suas áreas agrícolas mais produtivas. A região é um dos maiores ecossistemas para peixes e outras formas de vida selvagem, atuando ao mesmo tempo como habitat e centro de reprodução destas espécies. A degradação do Delta de Sacramento por fatores antropogênicos (como as obras para captação da água, o uso da terra, os despejos de águas residuárias, a introdução de novas espécies, a caça e a agricultura, por exemplo) manifesta-se na redução das populações de muitos recursos biológicos nativos do estuário. No esforço de reverter essa queda, o Estado da Califórnia propôs a devolução de águas captadas dos rios tributários do Delta. Esta ação gerou uma polêmica considerável, já que afeta o direito à água de outros usuários desses recursos hídricos.

A subsidência da terra

A perda de elevação devido à remoção do suporte subterrâneo de uma área, chamada de **subsidência**, é um fenômeno muito comum. Entre as causas mais frequentes estão a captação de água, de petróleo ou de gás natural localizados em reservatórios subterrâneos, o colapso de minas e a drenagem de solos orgânicos. Alguns dos piores problemas do gênero foram registrados no Vale de San Joaquin, na Califórnia, onde a captação em larga escala de águas subterrâneas causa a subsidência em diversos locais. Como mostra a Figura 7-36, o fenômeno tem consequências dramáticas. A placa no alto do poste marca o nível do terreno em 1925. A foto, tirada em 1977, revela que a superfície havia descido aproximadamente 9 metros ao longo desses 52 anos.

A subsidência acarreta muitos problemas:

- Prejuízos a pontes, rodovias, redes de esgoto, poços, construções e outras estruturas
- Variações nos padrões de escoamento e de inundação
- Perda de capacidade de armazenagem de águas subterrâneas (na Califórnia, a perda de capacidade de armazenagem subterrânea foi maior do que a soma das capacidades de todos os reservatórios de superfície construídos no estado)

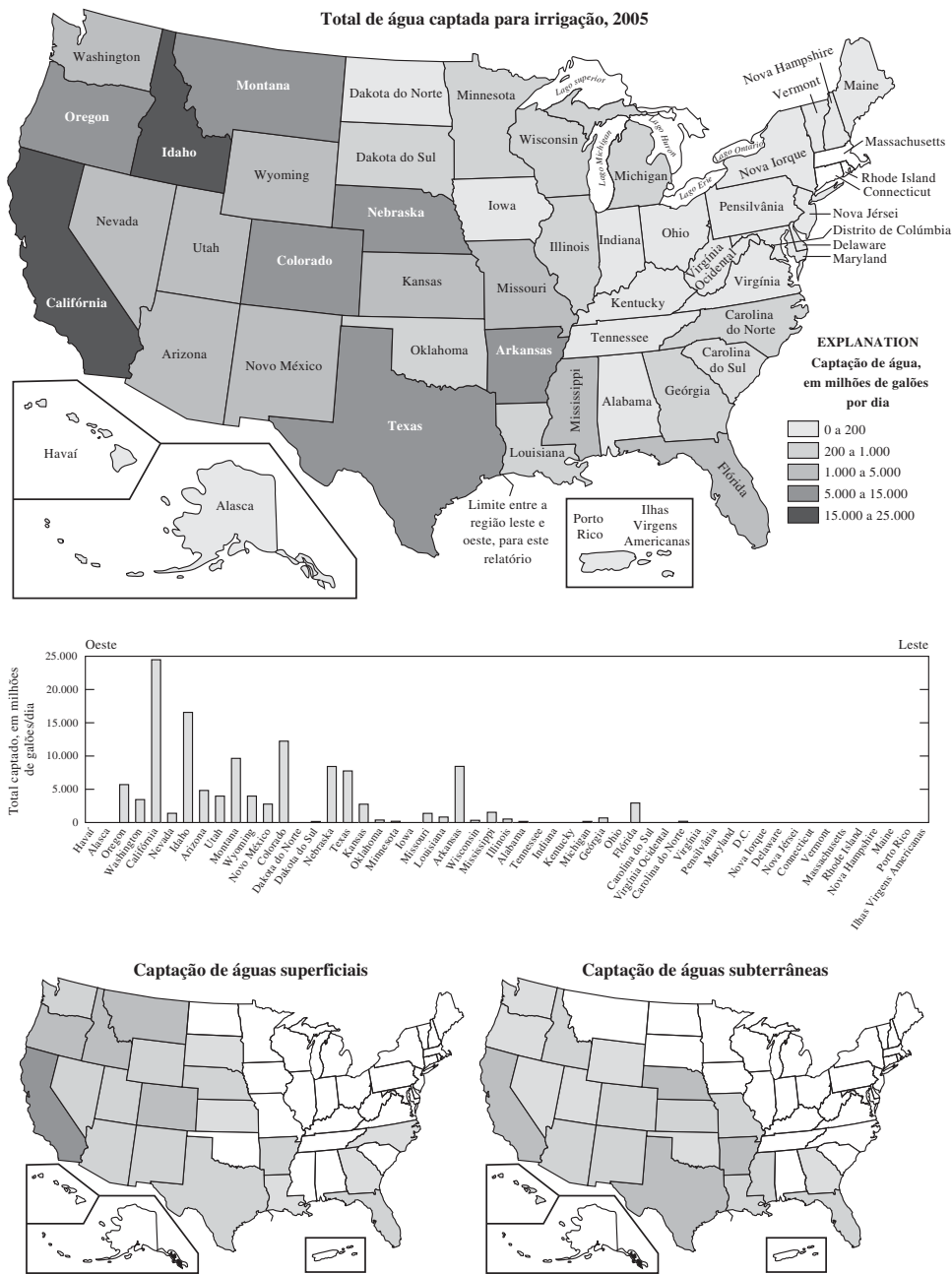


FIGURA 7-35 Captação de água para irrigação nos Estados Unidos, por estado e origem, 2005.

Além disso, os prejuízos econômicos da subsidência são significativos. Por exemplo, os custos anuais dos esforços para atenuar o fenômeno, considerando-se apenas o Vale de San Joaquin, ultrapassam os \$180 milhões.



FIGURA 7-36 Subsidência no Vale de San Joaquin, 16 km a sudoeste de Mendota, Califórnia.

7-8 A GESTÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS

Na Seção 7-1 vimos que os escoamentos superficiais são gerados quando as águas da chuva (ou do derretimento da neve) não infiltram e, portanto, escorrem no solo ou em superfícies impermeáveis como ruas pavimentadas, estacionamentos, telhados e gramados fertilizados. Neste percurso, essas águas arrastam consigo detritos, compostos químicos, sedimentos e outros poluentes. Se não passarem por algum tratamento, podem afetar a qualidade da água de rios e lagos em que são despejadas. A Figura 7-7 mostra como a urbanização aumenta o volume de água da chuva nos espaços públicos abertos, a qual entra em bueiros, redes de esgoto e valas de drenagem, aumentando o risco de alagamentos. Essas variações ficam aparentes nos hidrogramas de corpos hídricos receptores dessas águas. A rapidez com que essas águas são despejadas também causa a erosão das margens, aumenta a turbidez das águas do corpo receptor, destrói habitats, causa prejuízos à infraestrutura local e reduz a qualidade da água.

As descargas de águas pluviais são consideradas fontes pontuais. Tradicionalmente, as águas pluviais costumavam ser coletadas em sistemas de canalizações para seu transporte rápido para outras áreas, seja diretamente a um corpo hídrico, a bacias de detenção ou de retenção, ou ainda em sistemas combinados com esgotos sanitários dirigidos a estações de tratamento. As bacias de retenção represam e reduzem a vazão das águas da chuva, o que permite a deposição de materiais pesados e volumosos arrastados na correnteza. Essas bacias também permitem filtrar e reter partículas e compostos químicos antes de as águas pluviais serem despejadas nos corpos receptores. Além disso, reduzem a probabilidade de enchentes e os efeitos da urbanização na qualidade global da água e nos habitats aquáticos. Contudo, no caso de bacias revestidas com materiais estanques, uma vez que representam um aumento na área de superfícies impermeáveis, esses sistemas reduzem a área disponível para infiltração e, portanto, não contribuem com a recarga de aquíferos. Além disso, essas bacias são construídas em áreas que muitas vezes poderiam destinar-se a habitat da vida natural ou espaço para recreação e outros fins.

No esforço de solucionar os problemas associados às bacias de retenção estanques, algumas técnicas de **desenvolvimento de baixo impacto (DBI)** e infraestruturas verdes específicas para climas úmidos foram concebidas. Hoje, estas iniciativas estão previstas em lei, na construção

de edificações federais nos Estados Unidos. A Lei de Independência e Segurança Energética de 2007, parágrafo 438, obriga toda instalação ou edificação federal com área construída acima de 46,5 m³ a desenvolver estratégias de planejamento, projeto, construção e manutenção para conservar ou recuperar, o máximo possível, a hidrologia local original, levando em conta fatores como a temperatura, a vazão, o volume e a duração da vazão. As técnicas de DBI incluem o projeto estratégico, as medidas de controle das fontes de escoamento superficial e o planejamento paisagístico sensato. A finalidade dessas abordagens é restaurar as funções naturais de uma bacia hidrográfica mediante iniciativas de tratamento em pequena escala na origem do escoamento. O local deve ser projetado para imitar, do ponto de vista hidrológico, as condições anteriores ao início do projeto. Já as **infraestruturas verdes para climas úmidos** incluem iniciativas e tecnologias para melhorar a infiltração, a evapotranspiração, a captura e o reúso de águas pluviais e, com isso, manter ou recuperar a hidrologia natural local.

O desenvolvimento de baixo impacto

A meta das práticas de desenvolvimento de baixo impacto consiste em reduzir os volumes escoados, melhorar a infiltração e remover poluentes presentes nas águas pluviais. Estas práticas incluem medidas tão variadas quanto o uso de estruturas de biorremediação e a construção de jardins de chuva, de valas e de planícies baixas gramadas, de telhados verdes, de tanques para água da chuva, de cisternas e de filtros verdes, além da adoção da pavimentação permeável.

As instalações de biorretenção normalmente contêm seis componentes: as faixas gramadas, os leitos de areia, a área de retenção, a camada orgânica, o solo de plantio e a vegetação. As faixas atenuantes gramadas atuam reduzindo a velocidade do escoamento e filtrando materiais particulados presentes na água. A função do leito de areia é aerar a água e drenar o solo de plantio. Além disso, ele ajuda a lavar os poluentes do solo. A área de retenção serve para armazenar o excesso de volumes escoados, sobretudo nas primeiras águas trazidas durante uma tempestade. Ela também facilita a sedimentação de material particulado e a evaporação da água. A camada orgânica representa um meio de suporte ao crescimento bacteriano, o qual é responsável pela decomposição do material orgânico nas águas pluviais. Esta camada serve de superfície sorvedora de metais e outros poluentes hidrófobos. As plantas que crescem no solo de plantio absorvem os nutrientes e têm função adjuvante na evapotranspiração da água. O solo representa um meio de retenção adicional, já que pode absorver alguns poluentes específicos, como os hidrocarbonetos e alguns metais pesados, por exemplo.

Os telhados verdes são um meio de reduzir a extensão das superfícies impermeáveis. Nesse sentido, são muito efetivos na redução de escoamentos pluviais. O papel destas estruturas é especialmente indicado para áreas urbanas antigas, onde as proporções de áreas impermeabilizadas são altas. Em linguagem simples, um telhado verde é a sobreposição de diversos componentes: uma camada de cobertura vegetal, um meio sólido adequado para o desenvolvimento desta, uma faixa de material geotêxtil e um sistema de drenagem construído com material sintético. Estas iniciativas também prolongam a vida do telhado, reduzindo os custos com o consumo de energia e conservando trechos de terra que, do contrário, seriam necessários para controlar os escoamentos gerados em um telhado comum.

Os pavimentos permeáveis podem ser usados para reduzir a proporção de áreas impermeáveis em uma bacia hidrográfica. Os pavimentos porosos são os mais apropriados para áreas com tráfego reduzido, como estacionamento e calçadas. Estes esforços tiveram muito êxito em áreas costeiras arenosas e pouco inclinadas. A infiltração da água da chuva nos solos sob estes pavimentos é útil no tratamento de poluentes e na recarga de aquíferos.

Outras técnicas utilizadas no DBI, como as valas e planícies baixas gramadas, os tanques específicos para coletar a água da chuva, as cisternas e os filtros verdes servem para redirecionar os escoamentos de galerias de esgoto e de sistemas de coleta de águas pluviais. Os tanques para coleta de água e as cisternas permitem acumular água, que posteriormente pode ser utilizada na irrigação de gramados e jardins e aproveitada como água não potável na descarga de vasos sanitários. Tais iniciativas têm êxito comprovado, como na Universidade do Estado de Michigan, por exemplo, onde uma cisterna foi instalada durante as obras de reforma do Brody Hall, um complexo de acomodações para universitários. A água coletada é utilizada nos vasos sanitários nos banheiros do primeiro andar dos prédios. As valas e planícies baixas gramadas, assim como os filtros verdes, ajudam a aumentar as áreas permeáveis disponíveis, além de serem úteis na melhoria das taxas de infiltração e na recarga de aquíferos.

As infraestruturas verdes para climas úmidos

Como vimos, o objetivo das infraestruturas verdes para climas úmidos é manter ou restaurar a hidrologia natural de uma área. As técnicas utilizadas nessas infraestruturas incluem abordagens DBI, como as discutidas acima. Já as **terras úmidas (wetlands) construídas** são projetadas para imitar as terras úmidas naturais, retendo as águas das chuvas e removendo poluentes por sedimentação, sorção, biodegradação e absorção vegetal. A velocidade da água diminui à medida que ela escorre em um terreno úmido. Isso permite que sólidos suspensos sejam aprisionados pela vegetação e sedimento, ajudados pela ação da gravidade. Poluentes orgânicos hidrofóbicos e metais pesados podem ser sorvidos em matéria orgânica no solo ou nas plantas. Já os poluentes biodegradáveis são assimilados e transformados por vegetais e microrganismos. Os nutrientes são absorvidos por solos úmidos e reaproveitados por esses seres. Por exemplo, os micróbios encontrados nas terras úmidas são capazes de converter nitrogênio orgânico em formas inorgânicas e utilizáveis do elemento (como NO_3^- e/ou NH_4^+ , por exemplo). Esta conversão é essencial para o crescimento vegetal. Reações posteriores (denominadas reações de denitrificação) convertem o nitrato em nitrogênio, o qual pode ser liberado na atmosfera, com segurança. O fósforo é assimilado por microrganismos e incorporado na biomassa celular.

As terras úmidas construídas representam uma alternativa tecnicamente possível e com boa relação custo-benefício no tratamento de águas pluviais. Em muitos casos, a construção de terras úmidas artificiais envolve custos menores, comparados aos custos associados às opções tradicionais de tratamento. Outra vantagem é que as despesas operacionais e de manutenção são baixas. As terras úmidas construídas são esteticamente mais desejáveis e muito eficientes no controle das oscilações nos níveis de água. Além disso, promovem o reúso da água (inclusive para fins recreacionais) e a conservação dos habitats selvagens. A construção de uma área de terra úmida artificial deve ser realizada em terrenos comparativamente elevados, longe de planícies ou canais de escoamento, a fim de prevenir quaisquer danos a terras úmidas naturais na região. Estruturas específicas para o controle da água precisam ser instaladas para garantir que o escoamento resultante siga os padrões hidráulicos especificados. Em locais onde os solos são muito permeáveis, a construção de terras úmidas artificiais deve incluir uma camada de argila compactada, para proteger as águas subterrâneas. O solo original pode ser recolocado sobre esta camada de argila isolante. Após, permite-se que a vegetação natural cresça normalmente, ou inicia-se o plantio de uma vegetação previamente definida.

No entanto, o uso de terras úmidas construídas na gestão de águas pluviais não está livre de limitações. Por exemplo, variações muito expressivas nas vazões escoadas podem dificultar o crescimento da vegetação, embora o reciclo da água na terra ajude a aliviar os problemas vistos em períodos de pouca vazão. Além disso, a água retida atua como um absorvedor térmico, elevando a temperatura dos cursos de água a jusante do ponto de despejo. Outra desvantagem é que a remoção de poluentes não é significativa durante a estação fria e enquanto a vegetação não inicia sua fase de crescimento. Apesar disso, o projeto e a manutenção adequados tornam as terras úmidas construídas um meio muito eficiente de remover poluentes de águas pluviais, por muitos anos.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Esquematize e explique o ciclo hidrológico, indicando as partes dele, como na Figura 7-2.
2. Liste e explique os quatro fatores que reduzem os volumes de escoamentos superficiais.
3. Explique a diferença entre a vazão decorrente de escoamentos superficiais e a vazão gerada por escoamentos de base.
4. Defina evaporação, transpiração, escoamento superficial, escoamento de base, bacia hidrográfica e divisor de águas.
5. Escreva a equação básica do balanço de massa para o ciclo hidrológico.
6. Explique por que a infiltração diminui com o tempo.
7. Explique por que é difícil prever os níveis de água em rios e lagos.
8. Explique o significado de uma cheia com 100 anos de recorrência (ou tempo de retorno).
9. Quais são os fatores que afetam a variabilidade das taxas de precipitação e por que estas variações são importantes na gestão de recursos hídricos?

10. Descreva os diferentes tipos de chuva.
11. Quais são os problemas associados com a extrapolação de dados pluviométricos pontuais para bacias hidrográficas?
12. Quais são os fatores que influenciam a evaporação da água superficial?
13. Quais são os fatores que influenciam a perda de água por evapotranspiração?
14. Quais são os fatores que influenciam a infiltração?
15. Quais são os métodos usados para estimar a infiltração? Quais são as limitações destes métodos?
16. Utilize a lei de Horton para estimar as taxas de infiltração e os volumes de infiltração ao longo de determinado intervalo de tempo.
17. Por que é importante estimar a infiltração e a vazão de cursos hídricos com precisão?
18. Qual é o significado de vazão de um curso de água? Como ela é determinada?
19. Quais são os fatores que afetam a vazão de um curso de água?
20. Explique o que é um hidrograma unitário.
21. Explique os fatores que afetam a forma de um hidrograma e demonstre como estes a alteram.
22. Esquematize o sistema hidrológico da água subterrânea, indicando as partes como na Figura 7-20.
23. Defina os termos aquífero, zona vadosa, zona insaturada, zona de aeração, zona freática, aquífero, aquífero suspenso, aquífero confinado, aquífero livre, condutividade hidráulica, gradiente hidráulico, porosidade, coluna piezométrica e superfície piezométrica.
24. Explique por que a água em um aquífero artesianos está sob pressão e por que o nível da água pode ultrapassar o nível da superfície em alguns casos, não em outros.
25. Quais são os fatores que afetam a velocidade da água na subsuperfície?
26. Use a equação de Horton e uma das formas dadas da equação de Dalton para resolver problemas complexos envolvendo o balanço de massa.
27. Demonstre o gradiente hidráulico.
28. Esquematize uma superfície piezométrica, conhecendo-se diversas colunas hidráulicas e as localizações dos piezômetros.
29. Demonstre os balanços de massa para sistemas hidrológicos abertos e fechados.
30. Estime o volume da perda de água por transpiração, conhecendo-se as temperaturas do ar e da água, a velocidade do vento e a umidade relativa.
31. Determine o tempo necessário para a água percorrer dada distância na subsuperfície.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Esquematize um perfil piezométrico para um único poço, o qual capta uma vazão elevada de água. Repita a tarefa para um poço que retira uma vazão reduzida de água.
2. Esquematize um perfil piezométrico para dois ou mais poços localizados próximo o bastante para interferirem um no outro.
3. Determine o rebaixamento em um poço equipado com bomba e um poço de observação, conhecendo-se os dados necessários.

EXERCÍCIOS

- 7-1** O Lago Kickapoo, no Texas, tem aproximadamente 12 km de comprimento e 2,5 km de largura. A vazão de entrada registrada no mês de abril foi $3,26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e a de saída foi de $2,93 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A precipitação e a evaporação total do mês foram 15,2 cm e 10,2 cm, respectivamente. A infiltração foi estimada em 2,5 cm. Calcule a variação no acumulado durante o mês de abril.

Resposta: $1,61 \times 10^6 \text{ m}^3$

- 7-2** Uma bacia hidrográfica com 4000 km^2 de área recebe 102 cm de precipitação ao ano. A vazão média do rio que drena a bacia é $34,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A infiltração é estimada em $5,5 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ e a evapotranspiração é $40 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$. Calcule a variação no armazenamento na bacia ao longo de um ano. Calcule o coeficiente de escoamento da bacia.

- 7-3** Utilizando os valores de f_o , f_c e k para areia franca de Dothan, encontre a taxa de infiltração nos tempos 12, 30, 60 e 120 min. Calcule o volume total da infiltração em 120 min em uma área de 1 m^2 . Suponha que a precipitação exceda a infiltração durante as tempestades.

Resposta: As taxas de infiltração são 83, 77, 72 e 68 $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$ para os tempos 12, 30, 60 e 120 min, respectivamente. O volume da infiltração é 148 m^3 (para uma área de 1 m^2).

- 7-4** Os dados obtidos em uma experiência incluem uma taxa de infiltração de $4,70 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e uma taxa final de infiltração, no equilíbrio, de $0,70 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ após 60 min de chuva constante. O valor de k foi estimado em $0,1085 \text{ h}^{-1}$. Calcule o volume total da infiltração (em uma área de 1 m^2) para a seguinte sequência de precipitação: $30 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ por 30 min, $53 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ por 30 min, $23 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ por 30 min.

- 7-5** Utilizando a equação empírica desenvolvida para o Lago Hefner (Equação 7-8), calcule a evaporação de m lago em um dia em que a temperatura do ar é 30°C , a da água é 15°C , a velocidade do vento é $9 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e a umidade relativa é 30%.

Resposta: $4,7 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 7-6** A equação de evaporação de Dalton prevê a existência de um valor limitante de umidade relativa, acima do qual a evaporação é insignificante, independentemente da velocidade do vento. Utilizando a equação empírica para o Lago Hefner, calcule a umidade relativa na qual a evaporação é zero, se a temperatura da água é 10°C e a do ar é 25°C .

- 7-7** Quatro poços de monitoramento foram construídos em torno de um tanque de armazenagem subterrâneo, que apresenta vazamento. Os poços estão localizados nos vértices de um quadrado de 1 hectare. A coluna piezométrica total em cada um dos poços é 30,0 m nos poços nos vértices NE e SE, e 30,6 m nos poços nos vértices SW e NW. Calcule a magnitude e a direção do gradiente hidráulico.

Resposta: $6 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$, na direção oeste-leste

- 7-8** Após um período chuvoso, os níveis da água nos poços descritos no Exercício 7-7 foram medidos. O nível da água poços nos vértices NE e SE estava a 3,0 m da superfície do solo. Nos poços nos vértices SW e NW, o valor era 3,6 m. Uma camada de rocha impermeável está 25 m abaixo do nível do solo. Supondo que o nível do solo esteja na mesma elevação nos locais dos quatro poços, calcule a magnitude e a direção do gradiente hidráulico.

- 7-9** Uma areia contendo cascalho tem condutividade hidráulica igual a $6,1 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, gradiente hidráulico de 0,00141 m/m e porosidade de 20%. Calcule a velocidade de Darcy e a velocidade linear média.

Resposta: Velocidade de Darcy = $8,6 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, velocidade linear média = $4,3 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

- 7-10** Dois piezômetros foram instalados ao longo da direção de escoamento de um aquífero confinado com 30,0 m de espessura. A distância entre os equipamentos é 280 m. A diferença entre as respectivas colunas piezométricas é 1,4 m. A condutividade hidráulica do aquífero é $50 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$ e a porosidade é 20%. Calcule o tempo de deslocamento da água entre os dois piezômetros.

- 7-11** Um poço perfurado de forma a alcançar um aquífero artesiano bombeia água a uma vazão de $0,00380 \text{ m}^3/\text{s}$ há 1941 dias (tempo suficiente para se chegar ao estado estacionário). O aquífero é composto de arenito e tem 28 polegadas de espessura. O rebaixamento é de 64,05 m no poço de observação, localizado a 48,00 m do poço de captação. Qual é o rebaixamento registrado em um poço de observação a 68,00 m de distância? A superfície piezométrica original estava 94,05 m acima da camada confinante inferior. Apresente a sua resposta com duas casas decimais.

Resposta: $S^2 = 51,08 \text{ m}$

- 7-12** Um poço foi perfurado até alcançar um aquífero artesiano com 5 m de espessura e superfície piezométrica 65 m acima da camada confinante inferior. O aquífero é composto de uma mistura de areia e cascalho. O rebaixamento de observado em um poço de observação, a 10 m de distância do poço principal, é $7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (estado estacionário). Se a vazão é $0,020 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, a que distância deve estar um segundo poço de inspeção, no qual o rebaixamento é 2 m?

- 7-13** Uma empresa está tentando estimar a distância em relação ao um poço cujo é rebaixamento igual a 4,81 m e apresenta as seguintes condições:

Vazão = $0,0280 \text{ m}^3/\text{s}$

Tempo de bombeamento = 1066 dias

Rebaixamento no poço de observação = 9,52 m

Distância entre o poço principal e o poço de observação = 10,00 m

Material do aquífero = areia média

Espessura do aquífero = 14,05 m

Suponha que o poço é profundo a ponto de alcançar o aquífero, o qual é livre. Apresente a sua resposta com duas casas decimais.

- 7-14** Um poço com 0,25 m de diâmetro foi perfurado em um aquífero com 20 m de espessura. A descarga do poço é $0,015 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e o rebaixamento é 8 m. Se a vazão é constante e a condutividade hidráulica é $1,5 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, qual é a altura da superfície piezométrica, em relação à camada confinante, em um ponto localizado a 80 m do poço?

Resposta: $h = 18,70 \text{ m}$

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 7-1** Diz-se que um aquífero está sob pressão quando ele sofre o efeito do peso das camadas geológicas superiores. Esta afirmativa é verdadeira ou falsa? Se for falsa, escreva a afirmativa de maneira a representar a realidade.
- 7-2** Como engenheiro de campo, você precisa estimar o tempo necessário para que a descarga de um estacionamento atinja o valor máximo. Quais são os dados que você vai precisar coletar?
- 7-3** Quando uma enchente ocorre com tempos de recorrência de 5 anos, a chance de outra enchente, de magnitude igual ou menor, é 5%. Esta afirmativa é verdadeira ou falsa? Se for falsa, reescreva a afirmativa de maneira a representar a realidade.

REFERÊNCIAS

- Alley, W. M., T. E. Reilly, and O. L. Franke (1999) *Sustainability of Ground-Water Resources*, U.S. Geological Survey Circular 1186, Denver, CO, <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1186/html/boxa.html>
- Barber, N. L., J. F. Kenny, K. S. Linsey, D. S. Lumia, and M. A. Maupin (2004) *Estimated Use of Water in the United States in 2000*, U.S. Geological Survey Circular 1268.
- Bedient, P. B., and W. C. Huber (1992) *Hydrology and Floodplain Analysis*, 2nd ed., Addison-Wesley, Reading, MA.
- Bertoldi, G. L., R. H. Johnston, and K. D. Evenson (1991) *Groundwater in the Central Valley, California. A Summary Report*, U.S. Geological Survey Professional Paper 1401-A.
- Dalton, J. (1802) "Experimental Essays on the Constitution of Mixed Gases; on the Force of Steam or Vapor from Waters and Other Liquids, Both in a Torricellian Vacuum and in Air; on Evaporation; and on the Expansion of Gases by Heat," *Mem. Proc. Manchester Lit. Phil. Soc.*, 5: 535–602.
- Darcy, H. (1856) *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*, Victor Dalmont, Paris, pp. 570, 590–94.
- Davis, M. L., and D. A. Cornwell (1998) *Introduction to Environmental Engineering*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc., New York.
- Dupuit, J. (1863) *Etudes Theoriques et Pratiques sur le Mouvement des Eaux dans les Canaux Deverts et a Travers les Terrains Permeables*, Dunod, Paris.
- Farnsworth, R. K., E. S. Thompson, and E. L. Peck (1982) *Evaporation Atlas for the Contiguous 48 United States*, Washington, DC, U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Weather Service, NOAA, Technical Report NWS 33, p. 26.
- Fetter, C. W. (1994) *Applied Hydrogeology*, 3rd ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Glantz, M. H., and I. S. Zonn (2005) *The Aral Sea: Water, Climate and Environmental Change in the Central Asia*, WMO-No. 982, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Goodspeed, P. (2003) "Kazakh Dam Spells Doom for Grossly Polluted Aral Sea," *The Environment in the News*, United Nations Environmental Programme, November 3, 2003, <http://www.unep.org/cpi/briefs/Brief3Nov03.doc#Dam>

- Horton, R. E. (1935) *Surface Runoff Phenomena: Part I, Analysis of the Hydrograph*, Horton Hydrologic Lab Pub. 101, Edward Bros., Ann Arbor, MI.
- Hutson, S. S., N. L. Barber, J. F. Kenny, K. S. Linsey, S. L. Lumina, M. A. Maupin (2004) *Estimated Use of Water in the United States in 2000*, U.S. Geological Survey Circular 1268, accessed August 11, 2004, at <http://water.usgs.gov/pubs/circ/2004/circ1268>
- Johnson, A. I. (1967) *Specific Yield—Compilation of Specific Yields for Various Materials*, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 1662-D.
- Johnson Division UOP (1975) *Ground Water and Wells*, Johnson Division UOP, St. Paul, MN.
- Joint Committee of the American Society of Civil Engineers and the Water Pollution Control Federation (1969) *Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers* (ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No 37), American Society of Civil Engineers, New York, p. 51.
- Leake, S. A. (2004) *Land Subsidence from Groundwater Pumping*, U.S. Geological Survey, <http://geochange.er.usgs.gov/sw/changes/anthropogenic/subsidence/>
- Lide, D. R., editor-in-chief (1995) *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 76th ed. CRC Press, New York, pp. 6–15.
- Lloyd-Roberts, S., and E. Anbarasan (2000) “The Aral Sea: Back from the Brink?” *The UNESCO Courier*, vol. 10–13, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 31 Jan. 2007, <http://unesdoc.unesco.org/images/0011/001184/118482e.pdf>
- Mather, J. R. (1984) *Water Resources*, V. H. Winston and Sons, Silver Springs, MD.
- Micklin, P. P. (1988) “Desiccation of the Aral Sea: A Water Management Disaster in the Soviet Union,” *Science* 241: 1170–76. <http://www.ciesin.columbia.edu/docs/006-238/006-238.html>
- Montgomery, C. (2003) *Environmental Geology*, 6th ed. McGraw-Hill, New York.
- National Academies of Science (1991) *Mitigating Losses from Land Subsidence in the United States*, Panel on Land Subsidence, Committee on Ground Failure Hazards Mitigation Research, Division of Natural Hazard Mitigation, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.
- NOAA National Weather Service (2007) “2006 Climate for LaCrosse, WI,” LaCrosse, WI Weather Forecast Office, LaCrosse, WI 54601, <http://www.crh.noaa.gov/arx/?n=lse2006>
- Pryor, Kasey (2003) “The Disappearing Aral Sea,” Charlotte Country Day School, 31 Jan. 2007, <http://www.ccds.charlotte.nc.us/History/Russia/03/pryor/pryor.html>
- Spatial Climate Analysis Service (2000) “Average Annual Precipitation: Washington,” Oregon State University, http://www.ocs.orst.edu/page_links/comparative_climate/washington/wa.gif
- South Carolina State Climatology Office (2007) “Pan Evaporation Records for the South Carolina Area,” http://water.dnr.state.sc.us/climate/sco/pan_tables.html
- Southeast Regional Climate Center (2000) “South Carolina Normal Annual Precipitation,” in *South Carolina Climate Atlas*, http://www.dnr.sc.gov/climate/sco/products/maps/climate_atlas/scatlasannprecip.gif
- Theim, G. (1906) *Hydrologische Methoden*, J. M. Gebbart, Leipzig, Germany.
- Todd, D. S. (1980) *Groundwater Hydrology*, 2nd ed. John Wiley and Sons, New York.
- UNEP/GRID-Arendal (2000) *Water Resources: State of Environment of the Aral Sea Basin*, Sept. 2000, downloaded 31 Jan. 2007, <http://enrin.grida.no/aral/aralsea/english/water/water.htm>
- U.S. Environmental Protection Agency (1973) *Manual of Individual Water Supply Systems*, Publication No. EPA-430-9-73-003, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (2006) *Factoids: Drinking Water and Groundwater Statistics for 2005*, EPA816-K-03-001, U.S. EPA Office of Water, December 2006, www.epa.gov/safewater/data
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2004) *Interdisciplinary Solutions in the Aral Sea*, 3 Sept. 2004, downloaded 31 Jan. 2007, http://portal.unesco.org/shs/en/ev.php-URL_ID=4952&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html
- United Nations, Food and Agriculture Organization (1998) “Time to Save the Aral Sea?” *Agriculture 21*, vol. 9, <http://www.fao.org/ag/magazine/9809/spot2.htm>
- USGS (1975) Continuous Record Streamflow Data for Station 10265200 Convict Creek NR; Mammoth Lake, CA.
- Wahl, K. L., W. O. Thomas, Jr., and R. M. Hirsch (1995) *Stream-Gaging Program of the U.S. Geological Survey*, U.S. Geological Survey Circular 1123, Reston, Virginia.
- Western Regional Climate Center (2007) “Monthly Total Precipitation for Mojave, CA (Data Station 045756),” from National Climatic Data Center Database, www.wrcc.dri.edu/cgi-bin/cliMONtrep.pl?camoja

A sustentabilidade

Estudo de caso: Um novo metal precioso – o cobre	302
8-1 INTRODUÇÃO	303
A sustentabilidade	303
O problema humano	303
Não há dinossauros entre nós	304
A cultura verde (Go Green)	305
8-2 OS RECURSOS HÍDRICOS	306
Água, água em toda a parte	306
A análise de frequência e de probabilidade	306
As inundações	307
As estiagens	312
8-3 OS RECURSOS ENERGÉTICOS	329
As reservas de combustíveis fósseis	329
A energia nuclear	332
Os impactos ambientais	333
Os recursos energéticos sustentáveis	338
A engenharia verde e a conservação de energia	343
8-4 OS RECURSOS MINERAIS	349
As reservas	349
Os impactos ambientais	351
A conservação de recursos	352
8-5 OS RECURSOS GEOLÓGICOS	355
O estoque energético	355
8-6 OS PARÂMETROS DA SUSTENTABILIDADE DO SOLO	356
A ciclagem de nutrientes no solo	356
A acidez do solo	358
A salinidade do solo	359
A textura e a estrutura	359
8-7 A CONSERVAÇÃO DO SOLO	359
A gestão dos solos	359
A erosão	361
REVISÃO DO CAPÍTULO	366
EXERCÍCIOS	367
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	369
REFERÊNCIAS	369



Estudo de caso

Um novo metal precioso – o cobre

Segundo as estimativas atuais, as jazidas de cobre nos Estados Unidos têm 113 Tg* do metal. Porém, somente 50% podem ser extraídos. O balanço de massa (Figura 8-1) do metal mostra que, entre os anos de 1900 e 1999, 40 Tg de cobre foram coletados e reciclados a partir de resíduos pós-consumo, 56 Tg se acumularam em aterros sanitários ou se perderam por dissipação e 29 Tg foram descartados em depósitos de rejeitos, de escória e resíduos diversos. O modelo do tempo de residência indica uma elevação significativa na taxa na qual estes resíduos são descartados em aterros, após o consumo. Em 1940, cerca de 270 Gg** de cobre oriundo do pós-consumo eram descartados em aterros a cada ano. Em 1999, esta quantidade havia subido para 2790 Gg anuais. As previsões são de que, na ausência de uma infraestrutura adequada para a coleta e o processamento de equipamentos eletrônicos obsoletos, estas taxas de descarte subam ainda mais, por conta do consumo crescente e dos tempos de vida útil cada vez menores destes dispositivos (Spatari et al., 2005).

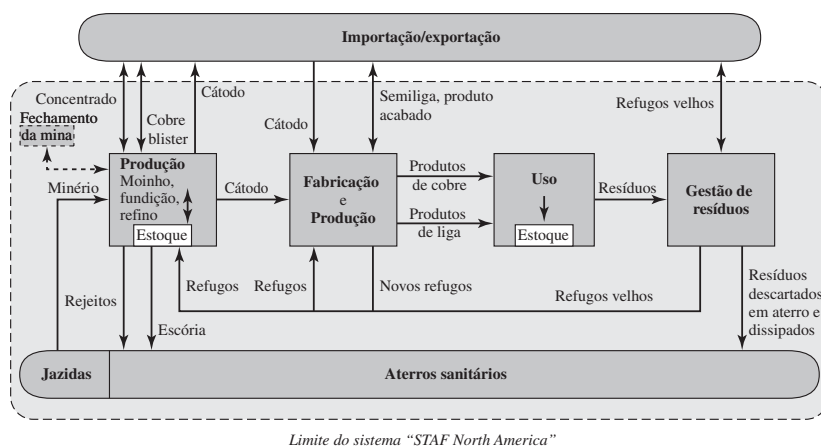


FIGURA 8-1 Fluxograma dos trajetos do cobre nos Estados Unidos.

Os dados sobre as jazidas naturais de cobre nos Estados Unidos mostram que o consumo do metal naquele país não é sustentável. A elevação nos preços do cobre, de \$2000 para mais de \$8000 por Mg***, isto é, o maior valor desde a década de 1870, indica que o mercado começou a reagir ao uso sustentável deste recurso natural (Freemantle, 2006).

*Tg = teragrama, 1×10^{12} g

**Gg = gigagrama, 1×10^9 g

***Mg = megagrama, 1×10^6 g

N. de R.T.: **Cobre fundido** corresponde aos concentrados que, por meio de processos pirometalúrgicos, se transformam no chamado **cobre blister** (98,5%). **Cobre refinado** corresponde aos anodos e às soluções (no caso da lixiviação) que são refinados por processo de eletrólise, resultando nos **catodos**, com pureza de 99,9% de cobre.

Maria Lúcia Amarante de Andrade, José Ricardo Martins Vieira, Luiz Maurício da Silva Cunha, Maria da Conceição Keller, Renata Strubell Fulda. INDÚSTRIA DO COBRE. Relatório BNDES, 1997. Disponível em: http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/relato/cobre.pdf

8-1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade

Na acepção mais simples do termo, a sustentabilidade é o conjunto de práticas adotadas para obter-se ou utilizar-se um recurso com base nas medidas necessárias para que ele não se esgote ou seja prejudicado de forma irreversível. Todavia, existem muitas definições de sustentabilidade, cada qual adotada pelos muitos autores que se dedicam a estudá-la. A sustentabilidade pode ser interpretada de muitas diferentes perspectivas: a ecológica, a econômica, a global, a regional, a nacional, a local, a dos países em desenvolvimento, a dos países desenvolvidos, e a perspectiva da justiça social.

O ponto de partida mais comum na discussão sobre a sustentabilidade é a declaração publicada pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento* (WCED, 1987): *O desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades atuais, sem comprometimento à capacidade de as gerações futuras atenderem a suas próprias necessidades*. Porém, neste capítulo definiremos sustentabilidade no contexto de uma economia sustentável, isto é, de uma economia capaz de produzir riquezas e gerar emprego para muitas gerações, sem prejuízo ao meio ambiente. Dois princípios básicos norteiam a definição adotada:

- A redução do uso de recursos naturais renováveis ou não.
- O desenvolvimento de soluções de longo prazo que considerem as prerrogativas dos mercados.

No primeiro, a ênfase está em reduzir o uso de recursos naturais, não em soluções do tipo “fim do tubo”.** Em uma economia sustentável, o desenvolvimento se concentra na minimização do consumo de recursos mediante o aumento da eficiência dos processos, de reúso e de reciclagem, além da substituição de recursos não renováveis por recursos renováveis. Os *recursos renováveis* são aqueles que podem ser recuperados no espaço de algumas gerações. A madeira, as águas superficiais e as fontes alternativas de energia, como as energias solar e eólica, são bons exemplos de recursos renováveis. Já os *recursos não renováveis* são recuperáveis em escala de tempo geológica. As águas subterrâneas, os combustíveis fósseis (como o carvão, o gás natural e o petróleo) e os minérios são tipos de recursos não renováveis.

No segundo caso, as abordagens à sustentabilidade eficientes e com boa relação custo-benefício incluem incentivos ao uso de alternativas ou à redução do consumo de água, de carvão, de gasolina e de outros recursos. Alguns desses incentivos têm relação com os progressos tecnológicos voltados para a melhoria da eficiência, outros ocorrem na esfera de políticas públicas.

O problema humano

Uma das questões presentes nas definições de sustentabilidade é o chamado “problema humano”, isto é, a capacidade de as gerações futuras atenderem às próprias necessidades. Para entender o problema humano, precisamos antes compreender as características do crescimento populacional, discutidas no Capítulo 5.

A interpretação mais simples do crescimento populacional consiste em supor que ele seja exponencial. A Equação 5-17, reproduzida abaixo, está na base desta discussão:

$$P_t = P_0 e^{rt} \quad (8-1)$$

onde P_t = população no tempo t

P_0 = população no tempo $t = 0$

r = taxa de crescimento, indivíduos/fêmea · ano

t = tempo

A taxa de crescimento é função da taxa de natalidade total (b), da taxa de mortalidade total (d), da taxa de imigração (i) e da taxa de emigração (m):

$$r = b - d + i - m \quad (8-2)$$

O Exemplo 8-1 ilustra como realizar uma estimativa total do crescimento populacional.

*A declaração foi feita em um documento publicado pela WCED, chamado “Nosso Futuro Comum”, ou Relatório de Brundtland.

**N. de T.: Em inglês, *end of pipe solution*, termo usado em alusão a soluções baseadas em tecnologias que ajudam a tratar o poluente já gerado, porém não propõem um salto qualitativo-tecnológico para reduzir a emissão na fonte.

EXEMPLO 8-1

Estime o crescimento percentual da população global entre os anos de 2010 e de 2050, com base nas seguintes hipóteses: taxa de natalidade total de aproximadamente 20 nascimentos para cada 1000 habitantes, taxa de mortalidade total de aproximadamente 8 mortes para cada 1000 habitantes, população inicial na casa dos 6.892.000.000, ou $6,892 \times 10^9$ (PRB, 2010).

Solução Começamos estimando a taxa de crescimento populacional.

$$r = \frac{20}{1000} - \frac{8}{1000} = 0,020 - 0,008 = 0,012$$

O intervalo de tempo considerado no cálculo é $2050 - 2010 = 40$ anos. A população estimada para o ano 2050 é:

$$\begin{aligned} P_t &= 6,892 \times 10^9 \{ \exp(0,012 \times 40) \} \\ &= 1,114 \times 10^{10} \text{ pessoas} \end{aligned}$$

O aumento percentual é dado pela expressão:

$$\left(\frac{1,114 \times 10^{10} - 6,892 \times 10^9}{6,892 \times 10^9} \right) (100\%) = 61,6 \text{ ou cerca de } 62\%$$

Observação: Ao longo da história, o desenvolvimento econômico e social resultou na queda das taxas de crescimento populacional. Por exemplo, o crescimento populacional na China era 31 nascimentos para cada 1000 habitantes em 1964. Em 1990, o valor havia caído para em torno de 12 nascimentos para cada 1000 habitantes. Já em 2010 o número era de 5 nascimentos para o mesmo número de habitantes. Para fins de comparação, a renda per capita na China no ano 2000 era \$950 ao ano. Já em 2010, a renda era da ordem de \$6000 anuais.

Para efeito de comparação, a taxa de crescimento nos Estados Unidos era de cerca de 6 nascimentos por 1000 pessoas em 2010, e no Reino Unido e na França, de 4 nascimentos por 1000 pessoas para o mesmo ano.

As projeções populacionais feitas com base na Equação 8-1 são muito aproximadas. As análises mais sofisticadas levam em conta a *taxa de fertilidade total* (TFT), que corresponde ao número médio de nascimentos por mulher, na hipótese de que as taxas de natalidade individuais para diferentes faixas etárias se mantenham constantes ao longo da idade reprodutiva da mulher. A Figura 5-17 mostra três cenários de crescimento da população global (Haupt e Kane, 1985).

Estudos recentes (Bremner et al., 20120) revelam que a população mundial atingiu um ponto de transição. A rápida expansão ocorrida na segunda metade do século XX hoje passa por um processo de desaceleração. Contudo, fatores como a redução das taxas de mortalidade e a desaceleração abaixo do esperado das taxas de natalidade são garantia de que a população mundial continuará crescendo. As estimativas mais recentes colocam a população do mundo entre 9,15 e 9,51 bilhões de habitantes em 2050 (Bremer et al., 2010). Com isso, a expansão demográfica ficaria na curva da “taxa de fertilidade média” da Figura 5-17, no Capítulo 5. Isto representa um aumento de 38% na população global, não de 62%, como calculamos no Exemplo 8-1.

A limitação tanto de recursos renováveis quanto não renováveis terá implicações no longo prazo para a população mundial (isto é, daqui a 100 anos ou mais). Essas decorrências não poderão ser solucionadas com medidas tecnológicas (como o desenvolvimento de técnicas que garantam a oferta de alimentos para as populações afetadas pela fome, por exemplo). Porém, nosso intuito com esta afirmativa é colocar o restante deste capítulo em perspectiva para o leitor. O foco de nossa discussão são as tecnologias disponíveis atualmente.

Não há dinossauros entre nós

O clima da Terra mudou nos últimos milênios. Mudanças dessa magnitude são causadas por processos naturais, como as variações na energia solar irradiada no planeta, os impactos de meteoritos e as erupções vulcânicas. Esses fenômenos resultam em alterações nos ecossistemas.

As espécies animais e vegetais que não evoluem e não se adaptam são extintas, como ocorreu com os dinossauros. A velocidade dessas mudanças é um dos fatores mais importantes na definição do sucesso adaptativo das espécies.

Inerentemente nos referimos à atmosfera quando estamos tratando sobre clima. Mas também existem fortes interações com os oceanos e mares em termos de fluxos de energia, de água e de dióxido de carbono. Embora a capacidade de a atmosfera resistir a mudanças seja muito limitada, os oceanos são muito eficientes ao atenuarem as variações nos estoques de calor, de água e de dióxido de carbono. Isso significa que existe uma defasagem considerável de tempo entre as causas e os efeitos da mudança climática. Uma vez que as alterações climáticas espontâneas são muito lentas, os efeitos destas também são. Da mesma forma, os efeitos dos impactos antropogênicos são sentidos em intervalos comparativamente maiores na escala de tempo humana.

Como veremos no Capítulo 12, são grandes as chances de enfrentarmos um aumento expressivo no aquecimento global dentro de um período geológico relativamente curto. As previsões dão conta de que os impactos do aquecimento global nos Estados Unidos serão uma combinação de “notícias boas e ruins”. Nesse cenário, os caminhos para enfrentar tais impactos constituem enormes desafios.

O conceito de vulnerabilidade diz respeito à análise dos impactos da mudança climática ampla e à avaliação das consequências do aquecimento global em contextos específicos. Um sistema humano-ambiental é considerado vulnerável quando, além de se mostrar sensível às alterações climáticas a que está exposto, é incapaz de produzir uma resposta efetiva a essas transformações (Polsky e Cash, 2005). Da mesma forma, um sistema humano-ambiental é **relativamente sustentável** quando demonstra uma forte capacidade de adaptação. Nos Estados Unidos, a existência de grandes extensões de terras, a suficiência de recursos naturais e a robustez da economia conferem ao país uma forte capacidade adaptativa e, portanto, a aptidão de ser um sistema humano-ambiental relativamente sustentável. Entretanto, a utilização desta capacidade de forma efetiva é um problema à parte. Muitos países não dispõem desses ingredientes essenciais e, portanto, não têm capacidade adaptativa elevada. Dito de outro modo, estas nações são vulneráveis.

Utilizamos o termo “relativamente sustentável” por conta das restrições a que estão sujeitos os modelos de crescimento econômico desenvolvidos no século XX com base na exploração de recursos não renováveis. Como veremos mais adiante neste capítulo, são necessárias algumas gerações para que se concretizem as adaptações necessárias no consumo de recursos energéticos e minerais, considerando-se os padrões de consumo atuais. Alguns países, entre os quais os Estados Unidos, estão em uma situação mais confortável, com mais tempo disponível para implementar essas mudanças. Todavia, este tempo não é infinito.

A cultura verde (Go Green)

A *engenharia verde* envolve o projeto, a comercialização e a adoção de processos e produtos que, além de serem práticos e econômicos (U.S. EPA, 2010), são capazes de:

- Reduzir a poluição na fonte
- Minimizar os riscos para a saúde humana e para o meio ambiente

Estes conceitos não são novos. Já nas décadas de 1980 e de 1990 muitas publicações técnicas analisavam o conceito de redução da emissão de poluentes (A & WMA, 1988; Freeman, 1990; Freeman, 1995; Higgins, 1989; Nemerow, 1995). O que a engenharia verde tem de novo é o nome chamativo e facilmente lembrado que a designa, a incorporação de campos de estudo que no passado eram exclusivos à engenharia civil, e a inclusão da engenharia ambiental e de disciplinas afins.

Os conceitos de engenharia verde refletem a competência nos esforços pela sustentabilidade. Muitos avanços em termos de eficiência são etapas importantes nesse intuito. Está claro que algumas iniciativas novas tiram proveito do interesse geral no termo engenharia verde; porém, de modo geral todas as ações voltadas para a sustentabilidade contribuem e incorporam os dois princípios básicos da disciplina:

- A redução do consumo de recursos naturais
- A adoção de soluções que contemplam as prerrogativas dos mercados

O surgimento de sistemas de avaliação unificada de edificações é um marco importante para engenheiros civis e ambientais. Estes sistemas incluem o *BRE Environmental Assessment*

Method (chamado de BREEAM e utilizado no Reino Unido), o *Green Globes* (adotado no Canadá e nos Estados Unidos) e o *Leadership in Energy and Environment Design* (LEED, adotado nos Estados Unidos). Tais programas dão ênfase especial à seleção de materiais e de produtos verdes como fator importante na direção da sustentabilidade.

Além destes novos sistemas de avaliação, um sistema antigo, chamado de avaliação do ciclo de vida (ACV) hoje é visto de outra perspectiva. No passado, a ACV utilizava os custos da construção, da operação e do fechamento de uma unidade como padrões de comparação entre alternativas. No entanto, a nova abordagem da ACV consiste em avaliar o desempenho ambiental de um produto ao longo de seu ciclo de vida (Trusty, 2009).

As próximas seções deste capítulo examinam os parâmetros de sustentabilidade de um recurso renovável — a água — e dois recursos não renováveis — a energia e os minérios. Exemplos de engenharia verde são apresentados para demonstrar a contribuição da tecnologia para a sustentabilidade. Porém, estes exemplos são apenas uma amostra da gama de possibilidades existentes.

8-2 OS RECURSOS HÍDRICOS

Água, água em toda a parte

“Uma coisa é certa sobre a água: ou ela é demais, ou é de menos, ou é suja” (Loucks et al., 1981). Esta frase resume as questões envolvendo a gestão sustentável de recursos hídricos. A discussão sobre o risco e a hidrologia nos Capítulos 6 e 7 formam a base do tema abordado nesta seção, uma grande parte da qual é dedicada a medidas da engenharia ambiental para impedir a água de ficar muito “suja”, e limpar a que já está. Estas medidas serão discutidas no contexto da engenharia verde.

A análise de frequência e de probabilidade

A frequência relativa de um evento, como o arremesso de uma moeda, por exemplo, gera uma probabilidade. Uma precipitação de determinada intensidade também é um **evento**. A probabilidade de um único evento de precipitação E_1 acontecer é definida como o número relativo de ocorrências do evento em um período significativo de medições dos índices pluviométricos. Logo, a probabilidade $P(E_1)$ de uma precipitação E_1 ocorrer é n_1/N para n_1 ocorrências do mesmo evento e um registro de N eventos, se N for suficientemente grande. O número de ocorrências de n_1 é a frequência, e n_1/N é a frequência relativa. Em linguagem formal, a probabilidade de um único evento E_1 é definida como o número de ocorrências relativas do evento após uma série de testes longa o bastante para gerar um valor confiável. Determinado resultado tem probabilidade finita, e a soma das probabilidades dos resultados é 1. Os resultados são mutuamente excludentes.

$P(E_1) = 0,10$ indica uma chance de 10% de uma precipitação ocorrer em um ano. Devido à probabilidade de um valor único e exato de uma variável contínua ser zero, “ocorrer” também significa que o evento de precipitação pode quase acontecer, ou mesmo acontecer mais de uma vez. Isto é, a probabilidade de uma precipitação E_1 acontecer mais de uma vez é:

$$P(E_1) = \frac{1}{10}$$

Em um universo de dados amplo o bastante, a precipitação pode ocorrer uma ou mais vezes a cada 10 anos, em média. Os hidrólogos e engenheiros utilizam a recíproca da probabilidade média anual, pois ela tem importância temporal. A recíproca é chamada de **período de retorno** médio, ou **tempo de recorrência*** médio (T):

$$T = \frac{1}{\text{Probabilidade média anual}} \quad (8-3)$$

Portanto, o período de retorno, seja para precipitações, seja para cheias ou até estiagens, é uma ferramenta útil para explicar o “risco” associado um evento hidrológico para o público geral.

*N. de R.T.: Tempo de recorrência é o intervalo médio, em anos, em que um evento pode ocorrer ou ser superado, ou seja, é o inverso da probabilidade de um evento ser igualado ou ultrapassado.

Infelizmente, este parâmetro não é compreendido por completo pelas pessoas em geral e, em alguns casos, pelos engenheiros de projeto. É importante lembrar que:

- Um a tempestade (assim como uma enchente ou uma estiagem) com intervalo de recorrência de 20 anos ocorrida ano passado pode ocorrer outra vez no próximo ano (ou não).
- Uma tempestade com intervalo de recorrência de 20 anos que ocorreu ano passado pode não ocorrer nos próximos 100 anos (ou mais).
- Uma tempestade com um intervalo de recorrência igual a 20 anos pode, em média, ocorrer cinco vezes no espaço de 100 anos.

Utilizando-se a definição de período de retorno T , as relações genéricas de probabilidade dadas abaixo são válidas para o evento E (tempestade, inundação, estiagem):

1. A probabilidade de E ocorrer uma ou mais vezes em um ano é:

$$P(E) = \frac{1}{T} \quad (8-4)$$

2. A probabilidade de E não ocorrer mais de uma vez em um ano é:

$$P(\bar{E}) = 1 - P(E) = 1 - \frac{1}{T} \quad (8-5)$$

3. A probabilidade de E não ocorrer uma ou mais de uma vez em n anos consecutivos é:

$$P(\bar{E})^n = \left(1 - \frac{1}{T}\right)^n \quad (8-6)$$

4. O **risco** (R) de E ocorrer uma vez ou mais de uma vez em n anos consecutivos é:

$$R = 1 - \left(1 - \frac{1}{T}\right)^n \quad (8-7)$$

As inundações

As inundações* se dividem em duas grandes categorias: as costeiras e as interiores. As inundações interiores, também chamadas de *enchentes*, resultam da combinação de eventos meteorológicos que causam o alagamento de regiões baixas. Podem ser sazonais, como as ocorridas no Rio Nilo e as monções periódicas que inundam grande parte da Índia, ou muito irregulares, quando o período de retorno é longo. As inundações costeiras normalmente são causadas por tempestades intensas e por ciclones. Por exemplo, a Baía de Bengali e a costa de Queensland (na Austrália) são afetadas por ciclones, a costa Atlântica e a do Golfo do México, nos Estados Unidos, sofrem com furacões, e as áreas litorâneas da China e do Japão são propensas a tufões.

Os tsunamis, causados sobretudo por terremotos, são casos especiais de inundações costeiras. Estes fenômenos ocorrem no Oceano Pacífico, em uma área denominada Círculo de Fogo, devido às instabilidades na crosta daquela região do planeta. O tamanho das ondas de um tsunami varia muito. As menores mal são percebidas, ao passo que as maiores atingem 10 m de altura e podem se propagar a intervalos de 5 m a 500 m.

Inundações por si só não são considerados desastres. Estes fenômenos já ocorriam muito antes do surgimento da civilização, e continuarão ocorrendo depois de ela desaparecer. As inundações nos continentes têm um lado positivo, pois carregam nutrientes e ajudam a redefinir o leito dos rios que servem de habitat para peixes jovens, removem a zona ripária** e renovam

*N. de R.T.: As **inundações** e **enchentes** são eventos geoambientais derivados de fenômenos naturais de caráter hidrometeorológico ou hidrológico, estando relacionados com a quantidade e intensidade da precipitação atmosférica. A **enchente** ocorre quando chuvas mais intensas acontecem, provocando o transbordamento da água do rio para as planícies marginais. **Inundação** abrange o transbordamento d'água do curso fluvial, atingindo áreas onde há ocupação urbana. Já os **alagamentos** ocorrem também em áreas urbanas em locais determinados aonde se sucede o acúmulo momentâneo por deficiência no sistema de drenagem.

**N. de R.T.: A zona ripária é representada pelo ecossistema ao longo das margens dos rios, também conhecidos como mata ciliar ou floresta de galeria.

os ambientes naturais, promovendo o surgimento de novos ecossistemas. Dados de campo e estudos baseados em modelos indicam que os ecossistemas riparianos que flutuam por conta das inundações estão entre os mais complexos e diversificados na natureza (Power et al., 1995).

Os estuários e as áreas costeiras naturais são caracterizados por muitos habitats distintos, como as praias de areias finas, os alagadiços de águas salobras, as áreas baixas lamacentas e as poças de maré, as quais são habitadas por uma variedade extraordinária de animais e plantas. Assim como as inundações interiores, as inundações costeiras alteram a paisagem natural, renovando os ambientes para o desenvolvimento de novos ecossistemas.

As primeiras civilizações agrícolas surgiram no Egito e na Mesopotâmia, em torno de 3000 a.C. Na mesma época, os povos da América Central começaram a cultivar o milho. O crescimento populacional que se sucedeu causou a migração para planícies inundáveis, onde os recursos naturais como água e cardumes de peixes eram abundantes. Ao longo dos milênios essas civilizações formaram aglomerados urbanos, que cresceram a ponto de hoje abrigarem metade dos 6,9 bilhões de habitantes do planeta. Hoje no mundo existem entre 18 e 25 regiões metropolitanas com populações acima de 10 milhões de pessoas. Estas regiões são frequentemente chamadas de *megacidades*. A maioria está localizada junto a corpos hídricos suscetíveis a inundações.

Embora apenas 7% da área total dos Estados Unidos estejam localizados em planícies inundáveis, mais de 20.800 comunidades se encontram em áreas sujeitas a enchentes (Hays, 1981). No final da década de 1990, 12% da população ocupavam mais de sete milhões de residências em áreas de inundações periódicas (Grundfest, 2000). Em torno de 50% da população daquele país vive em regiões costeiras (Smith e Ward, 1998).

Embora cidades do porte de Chicago ou Detroit estejam relativamente protegidas contra inundações costeiras e pluviais, centros urbanos como St. Louis, Nova Orleans, Los Angeles, Miami e Nova York correm risco maior de enfrentarem inundações graves ainda neste século.

Como mostra o Exemplo 8-2, estes riscos não são pequenos.

EXEMPLO 8-2

Calcule o risco de um evento com período de retorno igual a 100 anos ocorrer no ano 2100. Considere que estamos no ano de 2010.

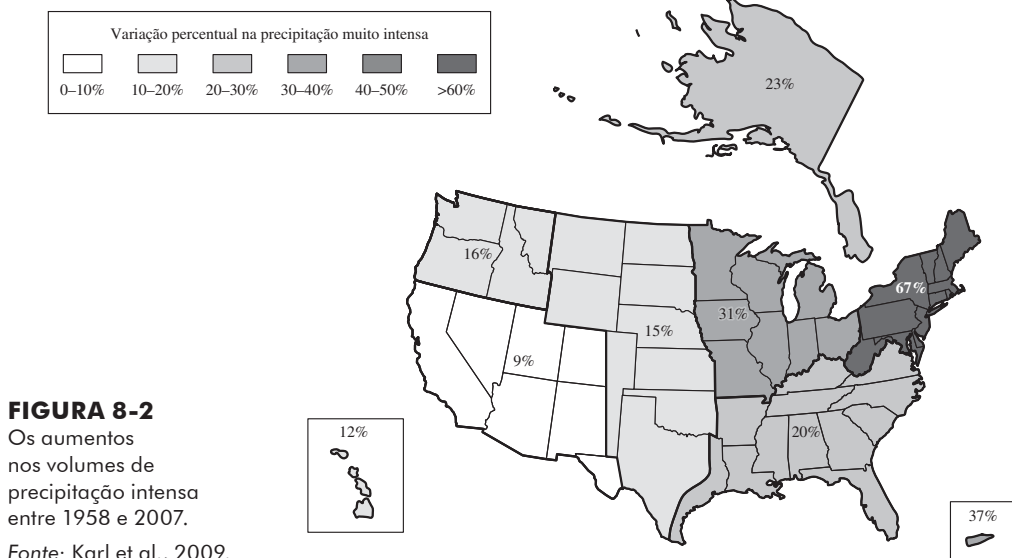
Solução Utilizando a Equação 8-6 com $T = 100$ anos e $n = 2100 - 2010 = 90$:

$$\begin{aligned} R &= 1 - \left(1 - \frac{1}{T}\right)^n \\ &= 1 - \left(1 - \frac{1}{100}\right)^{90} = 1 - 0,40 = 0,60 \end{aligned}$$

A estimativa diz que existe um risco de 60% de um evento com período de retorno igual a 100 anos ocorrer ao menos uma vez nos próximos 90 anos.

Nos Estados Unidos, as inundações pluviais seguem um padrão recorrente. Entre 1972 e 1979, aproximadamente 1900 comunidades foram declaradas áreas de desastre pelo governo federal mais de uma vez, 351 foram inundadas ao menos três, 46 ao menos 4, e quatro enfrentaram cheias em no mínimo cinco ocasiões no período. Entre 1900 e 1980, 50 furacões intensos atingiram a costa da Flórida. Mesmo em regiões mais ao norte, como o estado de Maryland, por exemplo, têm uma média um furacão anual cujos efeitos diretos ou indiretos podem ser sentidos na costa (Smith e Ward, 1998).

As inundações e a mudança climática. O volume de precipitação correspondente a 1% das chuvas mais torrenciais nos Estados Unidos aumentou 20% nos últimos 50 anos. Na costa leste, este aumento foi maior do que 60%, ao passo que na costa oeste ele atingiu 9% (Karl et al., 2009). Nesse período, os maiores aumentos em termos de precipitação intensa foram registrados no nordeste e no meio oeste norte-americanos. A mediana dos valores registrados por modelos



de circulação global (GCM, *global circulation models*), foi utilizada na estimativa da precipitação para o período 2080-2099. Os resultados obtidos foram:

- Oeste dos Estados Unidos: aumento de 0 a 9%
- Centro dos Estados Unidos: as projeções não puderam ser diferenciadas da variabilidade natural na região
- Leste dos Estados Unidos: aumento de 5 a 10%

Estes dados (Figura 8-2) e projeções implicam precipitações mais intensas e, como resultado, o aumento das vazões de rios e o risco de mais cheias.

Os modelos de simulação do aquecimento global preveem uma elevação da ordem de 0,2 a 0,6 m nos níveis dos oceanos como resultado do derretimento das geleiras até 2100 (IPCC, 2007). Fenômenos como a expansão térmica e o derretimento das calotas polares (inclusive as da Antártida e as da Groelândia) também estão entre as possíveis causas da elevação dos níveis dos oceanos. O resultado final é perda de cerca de 30% das áreas úmidas litorâneas e o aumento na frequência de inundações costeiras.

As inundações e a sustentabilidade. No que diz respeito ao planejamento contra as cheias, a vulnerabilidade é uma medida da capacidade de prever, enfrentar, resistir e se recuperar dos prejuízos causados por uma inundação (Blaikie et al., 1994). Como vimos na Seção 8-1, os sistemas humano-ambientais são considerados relativamente sustentáveis se apresentarem capacidade adaptativa significativa e serem capazes de pô-la em prática com eficiência. O Rio Mississippi sofre inundações constantes (as mais significativas ocorreram nos anos de 1927, 1937, 1947, 1965, 1993, 2008 e 2010). Os furacões que atingem a Flórida causaram inundações entre 2 m e 5 m, em ao menos cinco ocasiões diferentes (em 1935, 1960, 1992 e duas vezes em 2004). O fato de regiões como o Mississippi e a Flórida serem habitadas e prósperas indica que as populações locais têm capacidade de adaptação e potencial para a sustentabilidade. Contudo, conforme mostram as Tabelas 8-1 e 8-2, cenários como este não se confirmam sem investimentos.

Em países como Bangladesh, por exemplo, a questão da sustentabilidade está cercada de controvérsias. Como o país possui muitos rios, 66% dos 144.000 km² de seu território estão compreendidos em planícies inundáveis ou em deltas. Cerca de 75% dos escoamentos superficiais oriundos do derretimento das neves das montanhas do Himalaia drenam pelo território bengali entre os meses de julho e outubro. A precipitação pluvial média varia de 1500 mm no oeste a

TABELA 8-1 O impacto das cheias de 1927 e de 1993 no Rio Mississippi

Parâmetro	Cheia de 1927	Cheia de 1993
Área inundada, em milhões de acres	12,8	20,1
Número de fatalidades	246	52
Danos à propriedade, em bilhões de dólares ^a	21,6	22,3

^aEm valores de 2012.

Fonte: Wright, 1996.

TABELA 8-2 Os impactos causados por furacões na Flórida^a

Ano	Altura das ondas (m)	Prejuízos materiais	Mortes
1926	4,6	\$90 bilhões	373
1928	2,8	\$25 milhões	1836
1935	n.d.	\$6 milhões	408
1960	4	\$387 milhões	50
1992	5	\$25 bilhões	23
2004	2	\$16 bilhões	10
2004	1,8	\$8,9 bilhões	7
2004	1,8	\$6,9 bilhões	3
2005	n.d.	\$16,8 bilhões	5

^aFonte: NOAA, 2010.

n.d. = não disponível

TABELA 8-3 As mortes causadas por ciclones em Bangladesh

Ano	Mortes
1822	40.000
1876	100.000
1897	175.000
1963	11.468
1965	19.279
1970	300.000
1985	11.000
1991	140.000

Fonte: Smith e Ward, 1998.

3000 mm no sudoeste. Entre 75% e 80% das chuvas que caem em Bangladesh ocorrem durante as monções, entre junho e outubro. Com o pico das cheias dos rios Brahmaputra, Ganges e Meghna em agosto e setembro, em torno de um terço do país fica inundado. Além disso, um terço da área afetada fica sob 1 m de água, ao menos (Whohl, 2000).

Além das inundações pluviais, Bangladesh sofre com as ondas geradas pelas tempestades costeiras. Os efeitos dessas ondas são acentuados por marés intensas, pela batimetria do fundo oceânico (a qual mostra que, na parte norte da baía, as águas costeiras rasas se estendem por 300 km a partir da praia) e pela configuração da costa em forma de funil (em virtude de uma mudança de 90° no contorno litorâneo). Estes fatores produzem ondas mais altas do que as geradas em uma costa em linha reta (Smith e Ward, 1998). A devastação causada pelas monções está resumida na Tabela 8-3.

Os prejuízos econômicos também são consideráveis. Nos anos de 1988 e 1989, aproximadamente metade do orçamento do país foi destinado a reparar os danos causados por inundações. Em 1991, as ondas geradas por tempestades na costa causaram prejuízos da ordem de 10% do produto interno bruto de Bangladesh.

TABELA 8-4 As medidas das capacidades adaptativas de Bangladesh e dos Estados Unidos^a

Parâmetro	Bangladesh	Estados Unidos
População (milhões)	164	310
Taxa de crescimento (%)	1,5	0,6
Migração líquida (%)	-1	+3
Taxa de fertilidade total	2,4	2,0
Mortalidade infantil (mortes/1000 nascimentos)	45	1,4
Densidade populacional (habitantes/km ²)	1142	32
Renda <i>per capita</i> ^b	1440	46.970

^aFonte: PRB, 2010.^bValores de 2008.

Os parâmetros mostrados na Tabela 8-4 permitem comparar as capacidades adaptativas dos Estados Unidos e de Bangladesh. Embora tragam os nutrientes necessários para o solo e reabastecam os lagos que servem de sítio de reprodução para peixes e camarões, as inundações no país asiático obrigam muitas famílias a mudarem de região. No entanto, em um país com uma das maiores densidades demográficas do planeta, a terra disponível para acomodar famílias desalojadas é rara. Com isso, forma-se um círculo vicioso. Os bengalis são muito hábeis no enfrentamento das cheias que tradicionalmente afetam o seu país. Contudo, não há indícios de que, no longo prazo, Bangladesh terá os recursos necessários para desenvolver uma *economia sustentável* capaz de gerar empregos e riqueza para as gerações futuras, sem degradar o meio ambiente. Em cenários como este, a ajuda externa é essencial. Com fundos da *National Science Foundation* e da *Georgia Tech Foundation*, dos Estados Unidos, utilizados como suplementação aos recursos ocasionais enviados pela USAID (cujas prioridades mudaram na administração do presidente Bush), Webster et al. (2010) desenvolveram um projeto para gerar previsões de inundações por um período de 10 dias como alerta para a adoção de planos emergenciais. As previsões e as respostas foram úteis durante a estação das cheias de 2009. A economia gerada foi de US\$500 por animal e de US\$270 por habitação. Além disso, a melhoria da renda de agricultores e pescadores ficou entre US\$130 e US\$190. Uma vez que a receita média de um agricultor é de aproximadamente US\$470, a economia nas regiões sujeitas a inundações foi substancial. O sucesso de iniciativas como esta exige uma matriz sólida de financiamentos e maior colaboração entre agências internacionais e governos.

As inundações e a engenharia verde. Ao longo das últimas décadas ficou claro que corredores ribeirinhos e áreas costeiras biologicamente empobrecidos e muito populosos e urbanizados não representam uma resposta sustentável ao risco de cheias. Infelizmente, em muitos países prevalece uma postura muito agressiva de interferir e alterar sistemas e processos naturais. Selecionamos dois exemplos de alternativas que foram implementadas nos Estados Unidos. Você perceberá que as estruturas de engenharia desempenham um papel pouco expressivo na proteção sustentável contra inundações. O fator “engenharia verde” consiste em reconhecer que as soluções estruturais tradicionais estavam fadadas ao fracasso, e que as respostas necessárias para minimizar o risco e promover uma *economia sustentável* por muitas gerações eram outras.

Os sistemas de alerta de enchentes. Os avanços tecnológicos recentes permitiram instalar sistemas de alerta de enchentes em mais de mil comunidades nos Estados Unidos. Assim associados aos avanços na previsão do tempo, esses sistemas salvam vidas. A redução no número de mortes causadas por inundações e furacões pode, ao menos em parte, ter uma relação direta com a implementação destes sistemas (ver as Tabelas 8-1 e 8-2). A ausência de sistemas desse tipo, como vemos em Bangladesh, por exemplo, causa a perda de muitas vidas (Tabela 8-3). No entanto, sem um método confiável de transmissão de alertas e sem um plano adequado de evacuação, o sistema de aviso de enchentes é inútil. As 1835 mortes causadas pelo furacão Katrina em Nova Orleans em 2005 podem ser atribuídas à falta de um plano de contingência para a remoção de parcelas da população sem meio de transporte próprio, como deficientes físicos e famílias de

baixa renda, por exemplo, e à inexistência de instalações seguras e distantes o suficiente da área de desastre para acomodar estas pessoas com segurança.

Basta avaliar os problemas encontrados na evacuação de uma cidade como Nova Orleans, cuja região metropolitana abriga em torno de 1.235.000 habitantes, para percebermos que são muito pequenas as chances de sucesso na remoção de ao menos parte dos moradores das megacidades durante uma tempestade intensa.

Claro que os sistemas de alerta são um imperativo em locais em que a urbanização foi feita desorganizadamente. O fato de recursos materiais e habitats serem destruídos durante uma inundação reduz as probabilidades de êxito no desenvolvimento de uma economia sustentável capaz de gerar empregos e riquezas na região afetada.

A desapropriação de terras e a realocação de pessoas. Uma das soluções mais sustentáveis, duradouras e bem-sucedidas para as inundações que acontecem a intervalos regulares consiste em transferir as comunidades para locais distantes de planícies alagáveis. Há quase 40 anos o governo federal dos Estados Unidos autorizou um programa de realocação dos habitantes de áreas de risco em parceria com os governos estaduais. O programa foi adotado na realocação dos habitantes de Valmeyer, um vilarejo no estado do Illinois. A comunidade estava localizada em uma planície inundável, e foi realocada para um ponto localizado a uma altitude de 120 m do nível do rio, a duas milhas de distância. O vilarejo havia sofrido com inundações em 1910, 1943, 1944 e 1947. Embora o Batalhão de Engenharia do Exército dos Estados Unidos tivesse construído um talude com 14 m de altura após a enchente de 1947, este foi coberto pela água durante a grande inundação de 1993, que destruiu 90% das construções locais. A realocação e a reconstrução do vilarejo começaram logo após. A primeira loja abriu em maio de 1994, e a primeira casa foi ocupada em abril de 1995. Na época da enchente de 1993 a população de Valmeyer era 900 habitantes. Em 2009 este número havia subido para 1168.

Outros exemplos de desapropriação de terras e realocação de pessoas incluem as localidades de Hopkinsville, no Kentucky, de Bismarck, na Dakota do Norte, de Montgomery, no Alabama, e de Birmingham, no mesmo estado. Desde a enchente de 1993 no Rio Mississippi, perto de 20 mil propriedades foram desapropriadas, em 36 estados (Gruntfest, 2000).

Do ponto de vista prático, é pouco provável que os habitantes das 20.800 localidades propensas a inundações nos Estados Unidos estejam dispostos a serem transferidos para outros lugares. No entanto, muitas vezes é apenas parte de uma cidade que sofre com as cheias, o que abre oportunidade para que as pessoas que vivem nas áreas mais atingidas sejam de fato realocadas. Isso permite que as áreas sujeitas a inundações sejam aproveitadas na revitalização de ecossistemas ribeirinhos. Nas últimas décadas, este tipo de atividade revigorou as empresas localizadas nos distritos comerciais das cidades sob risco de inundação. As iniciativas de prevenção com base na desapropriação de terras e na transferência de seus habitantes tem relações custo-benefício da ordem de 1,67 a 2,91 (Grimm, 1998). Considerados os elevados custos da recuperação de áreas atingidas por enchentes (Tabelas 8-1 e 8-2), a desapropriação e a realocação constituem uma ferramenta importante, que leva em conta aspectos mercadológicos.

As estiagens

As estiagens têm significados diferentes para um climatologista, um agrônomo, um hidrólogo, um biólogo da vida selvagem e o gerente de empresa pública de abastecimento de água. Existem mais de 150 diferentes definições do termo “estiagem”. A literatura do século XXI aparentemente adotou a classificação proposta por Whilite e Glantz (1985). Com base em uma série de conceitos relacionados à escassez hídrica e nas perspectivas acadêmicas sobre o tema, os autores consideram o fenômeno sob diferentes perspectivas e o classificaram em quatro categorias: as estiagens meteorológicas, as agrícolas, as hidrológicas e as socioeconômicas/políticas. Bruins (2000) acrescenta uma subdivisão útil: a estiagem pastoril.

As definições adotadas são:

- A *estiagem meteorológica* (também chamada de estiagem climatológica) é vista quando a precipitação é muito baixa por períodos expressivamente prolongados, com interrupções significativas nos processos dinâmicos da atmosfera.

- A *estiagem agrícola* corresponde ao período seco durante o qual a terra *arável* não recebe os níveis de precipitação necessários. Este tipo de estiagem ocorre mesmo quando a precipitação anual total está na média ou mesmo acima desta, já que, embora as chuvas caiam, isso não ocorre no momento em que as lavouras precisam delas (como nos primeiros estágios da germinação, por exemplo).
- A *estiagem pastoril* afeta extensões de terra *não arável* recoberta por pastagens, matando as espécies vegetais nativas.
- A *estiagem hidrológica* se reflete na redução das vazões de rios e dos níveis dos reservatórios. Ela se manifesta nos leitos secos de rios e lagos e na redução da superfície piezométrica de poços.
- A *estiagem socioeconômica e política* ocorre quando o governo ou o setor privado cria uma demanda de água que supera a oferta. Em muitos casos, este fenômeno resulta das tentativas de converter pastagens não aráveis em terras cultiváveis, ou do crescimento populacional (quando este excede a capacidade dos sistemas de abastecimento).

As relações entre os diversos tipos de estiagem, a duração destas e os impactos socioeconômicos resultantes são mostradas na Figura 8-3.

A recuperação após uma estiagem começa com o retorno da precipitação aos níveis normais, isto é, com o fim das condições que propiciam a estiagem meteorológica. As reservas de água no solo são recarregadas, acompanhadas pela elevação nas vazões de cursos de água e nos níveis de reservatórios e lagos. Por fim, os níveis das águas subterrâneas voltam ao normal. Os impactos da estiagem diminuem rapidamente na agricultura, por conta da forte dependência do setor em relação aos níveis de água nos solos. Contudo, as consequências para os setores mais vulneráveis às oscilações nos estoques de águas superficiais ou subsuperficiais são mais

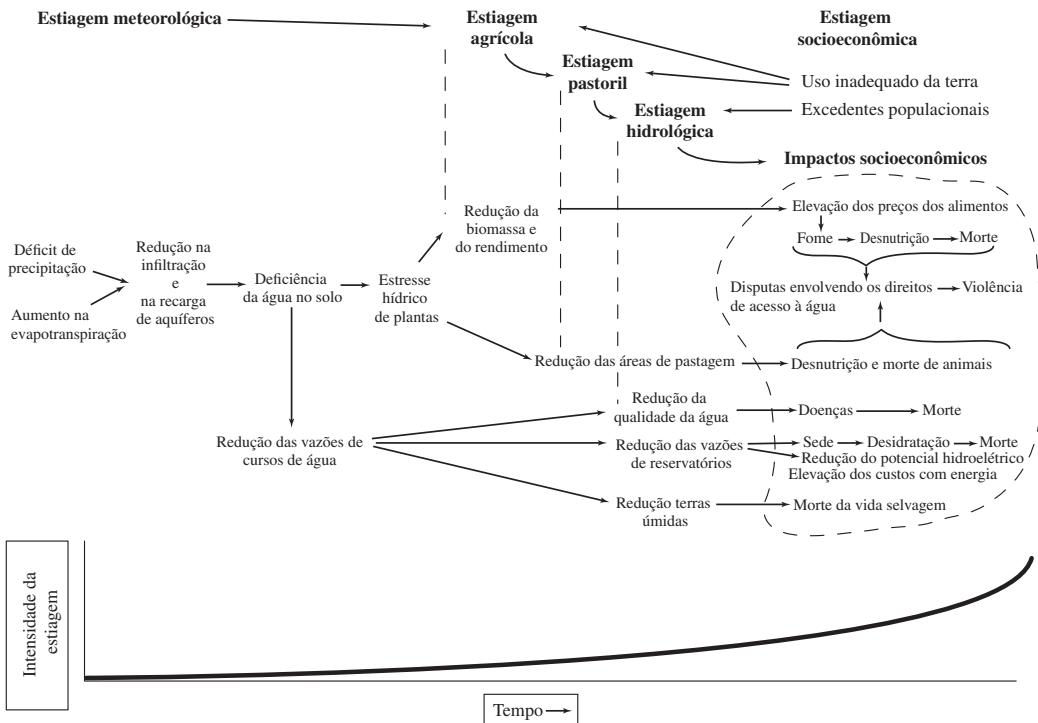


FIGURA 8-3 Relações entre as categorias de estiagem e os impactos e a duração do fenômeno.

TABELA 8-5 As definições de aridez bioclimática adotadas pela UNESCO

Zona climática	P/ET
Hiperárida	<0,03
Árida	0,03–0,20
Semiárida	0,20–0,50
Subúmida	0,50–0,75

Fonte: UNESCO, 1979.

demoradas. Os usuários de águas subterrâneas, os quais normalmente são os últimos a sentir os efeitos de uma estiagem, são também os últimos a perceber o retorno das condições normais (Viau e Vogt, 2000).

As estiagens não representam um desvio em relação às condições climáticas normais. Ao contrário, elas são fenômenos naturais que, por conta própria, não são um desastre. Uma estiagem é considerada um problema quando afeta as pessoas e o meio ambiente. Um bom exemplo é o Rio Nilo, que permitiu a manutenção da vida no Egito desde o começo da civilização. Nele, as cheias anuais aumentavam a umidade e arrastavam nutrientes para o solo. Quando as enchentes eram pouco expressivas, os níveis de água e de nutrientes no solo caíam, trazendo problemas para as populações locais. A estiagem hidrológica no Nilo é documentada há mais de 5 mil anos. Entre o começo do Período Dinástico e o Antigo Império (cerca de 3000–2125 a.C.) foram registradas 63 cheias anuais. No mesmo período houve uma redução da descarga média, da ordem de 30% (Bell, 1970; Butzer, 1976). Existe a hipótese de que, entre os anos 2250–1950 a.C. uma série de enchentes insuficientes castigou o país, ocasionando estiagens que culminaram com o fim do Antigo Império e o começo do Médio Império (Bell, 1971; Butzer, 1976).^{*} Índícios remanescentes do Período Ramêssida (aproximadamente 1170–1100 a.C.) indicam que houve uma grave crise econômica por conta da redução das cheias (Butzer, 1976).^{**} Entre 622 e 999 a.C. ocorreram 102 anos de cheias insuficientes (Bell, 1975).

Nos Estados Unidos, as estiagens normalmente são associadas a regiões áridas, semiáridas e subúmidas. Como base para iniciativas de planejamento e gestão, a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) desenvolveu uma notação numérica para aridez, considerando-se a razão entre a precipitação média (P) e a evapotranspiração potencial anual (ET). Este sistema de classificação é resumido na Tabela 8-5.

Que grau de aridez caracteriza uma estiagem? As estiagens diferem de outros fenômenos naturais. Elas se manifestam muito lentamente, levando meses, senão anos, para serem identificadas. Isto ocorre devido à aridez natural e ao período necessário para que a escassez de precipitação se manifeste como estiagem agrícola, hidrológica ou socioeconômica. Da mesma forma, é difícil prever quando uma estiagem acabou. Identificar o começo e o fim de um período seco é mais fácil após seu fim. Um dos métodos utilizados para avaliar uma estiagem é o Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSI, *Palmer Drought Severity Index*). O PDSI é um número que representa a precipitação, a evapotranspiração em potencial, a umidade do solo, a recarga e o escoamento superficial (Palmer, 1965). Estes parâmetros foram examinados no Capítulo 7 e dão uma medida, ainda que implícita, da estiagem agrícola.

^{*}Uma vez que não existem registros meteorológicos de precipitação no Egito antigo (e, mesmo que existissem, eles revelariam níveis baixos de precipitação), a hipótese de seca se baseia na definição de estiagem socioeconômica/política: a escassez de alimentos implica a estiagem hidrológica que, por sua vez, sugere a estiagem agrícola. Como as cheias do Rio Nilo se devem às chuvas equatoriais na Etiópia e em Uganda, a estiagem meteorológica certamente ocorreu nestas duas regiões, não no Egito.

^{**}O preço do trigo de emmer aumentou entre 8 e 28 vezes em relação ao preço padrão anterior (com base na cotação de metais). Em 1070 a.C. os preços se recuperaram aos níveis pré-estiagem (Butzer, 1976). É mais um caso de estiagem socioeconômica que ocorre como consequência de estiagens hidrológicas e agrícolas.

TABELA 8-6 As categorias do Índice de Severidade de Seca de Palmer

Categoria de umidade	PDSI
Extremamente seco	$\leq -4,00$
Muito seco	$-3,00$ a $-3,99$
Moderadamente seco	$-2,00$ a $-2,99$
Ligeiramente seco	$-1,00$ a $-1,99$
Estiagem incipiente	$-0,50$ a $-0,99$
Próximo ao normal	$+0,49$ a $-0,49$
Úmido incipiente	$+0,50$ a $+0,99$
Ligeiramente úmido	$+1,00$ a $+1,99$
Moderadamente úmido	$+2,00$ a $+2,99$
Muito úmido	$+3,00$ a $+3,99$
Extremamente úmido	$\geq +4,00$

Fonte: Baseado em Palmer, 1965.

Muitos autores criticam o PDSI, por motivos diversos. Todavia, o principal é que o PDSI não é uma ferramenta fácil de utilizar, já que exige que a estiagem acabe para poder ser avaliada. Além disso, o valor numérico do PDSI depende de uma quantidade expressiva de mensurações e de cálculos sofisticados. Ele está sujeito a algumas limitações, já que Palmer utilizou dados obtidos nos estados de Iowa e de Kansas, os quais não representam os estados do oeste norte-americano, onde a acumulação da neve e as águas oriundas do derretimento desta são importantes componentes do balanço hídrico. Apesar destas desvantagens, o PDSI é muito utilizado na avaliação de estiagens nos Estados Unidos e na reconstrução *dendrocronológica* de registros históricos (com base no padrão dos anéis nos troncos de árvores). A Tabela 8-6 apresenta uma versão resumida do índice. Valores abaixo de $-0,99$ indicam a ocorrência de estiagem.

As estiagens históricas utilizadas como referência histórica. Fye et al. (2003) desenvolveram um sistema simples de classificação de estiagens nos Estados Unidos, com duas categorias: as estiagens do tipo *dust bowl** e as típicas da década de 1950. A primeira categoria inclui os períodos secos com alguma semelhança com a grande estiagem ocorrida na década de 1930. Levados em conta a extensão regional, a intensidade e a duração do fenômeno, a seca que ocorreu naquele período foi a pior nos últimos 500 anos. A estiagem que se estendeu de 1946 a 1956 vem em seguida. Fye et al. (2003) utilizaram os cálculos do PDSI válidos para o século XX e a reconstrução dendrocronológica em base decenal em larga escala (com dados de PDSI de verão) para mapear as estiagens nos Estados Unidos, mostrados nas Figuras 8-4 e 8-5. É interessante observar que estas estiagens duraram entre 6 e 14 anos, e que períodos secos mais curtos não foram contemplados na pesquisa. Estudos anteriores que recorreram à dendrocronologia identificaram períodos secos mais longos e intensos (com $\text{PDSI} < -3,00$) em cerca de 900–1100 a.C. (200 anos de duração) e em 1200–1350 a.C. (150 anos de duração) nas encostas orientais da cordilheira de Sierra Nevada (Stine, 1994). Fye et al. (2003) estimaram que uma estiagem com duração de 10 anos semelhante àquela observada na década de 1950 tem um período de retorno igual a 45 anos. Secas mais curtas, sobretudo no noroeste norte-americano, têm períodos de retorno menores.

Embora as secas com duração de 10 anos tenham ocorrido sobretudo a oeste do Rio Mississippi, a análise dendrocronológica revelou casos de estiagens ligeiras e incipientes em regiões consideradas úmidas (isto é, nos estados do sudeste dos Estados Unidos e na Nova Inglaterra).

*N. de T.: *Dust Bowl* se refere à região central dos Estados Unidos (leste do estado do Colorado, a metade oeste do Kansas, norte do Texas, norte de Oklahoma e extremo leste do Novo México), a qual foi castigada por intensas tempestades de areia e poeira na década de 1930.

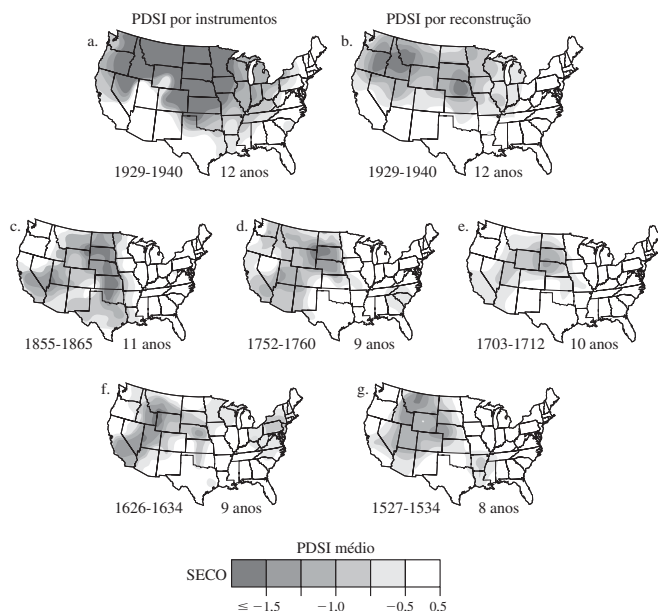


FIGURA 8-4 Secas do tipo *dust bowl* nos Estados Unidos. PDSI obtido por instrumentos (a) e por reconstrução dendrocronológica (b) para o período 1929-1940. Valores médios de PDSI reconstruídos e mapeados para o período 1527-1865.

Fonte: Fye et al., 2003.

As limitações nos recursos hídricos regionais. A Figura 8-6 mostra uma comparação entre as médias regionais de consumo e do estoque hídrico renovável nos Estados Unidos. O estoque hídrico *renovável* é a diferença entre a contribuição combinada da precipitação e da vazão de entrada, e o volume que não está disponível devido à evaporação natural e à retirada de água. O estoque hídrico é uma medida simplificada do limite superior da quantidade possível de água consumida em determinada região, de forma sustentável. Diante da necessidade de se observarem os níveis mínimos em cursos de água e em rios (por razões associadas a aspectos ecológicos, à geração de energia e à navegabilidade), não é possível chegar a um valor definitivo para o estoque hídrico renovável. Contudo, a razão entre o estoque renovável e o volume consumido representa um índice de desenvolvimento do recurso (Metcalf & Eddy, Inc., 2007). Os problemas associados ao abastecimento de água em algumas regiões são resumidos nos parágrafos abaixo. Estas discussões foram baseadas no *National Water Summary-1983* (USGS, 1984) e na publicação intitulada *Water 2025* (U.S. Department of Interior, 2003).

O Oeste dos Estados Unidos. O mapa na Figura 8-6 mostra que esta região compreende o Noroeste, a Califórnia e a Grande Bacia. Embora o índice implique um consumo abaixo de 40% do estoque hídrico renovável, algumas áreas relativamente extensas nestas regiões já encontram problemas para atender à demanda por água, durante estiagens meteorológicas normais. Entre estes problemas, os principais são: (1) a explosão do crescimento populacional nas áreas urbanas, (2) a necessidade de água para fins ambientais e recreativos e (3) a importância da produção de alimentos e fibras têxteis em fazendas e ranchos no oeste dos Estados Unidos.

No noroeste dos Estados Unidos, a maior parte da precipitação ocorre nas escarpas ocidentais das Montanhas Rochosas. Os rios Snake e Columbia são os maiores cursos de água da região. Quinze grandes barragens e mais de 100 represas pequenas foram construídas nestes rios e em seus tributários. Em conjunto, estas barragens e represas geram 90% do potencial hi-

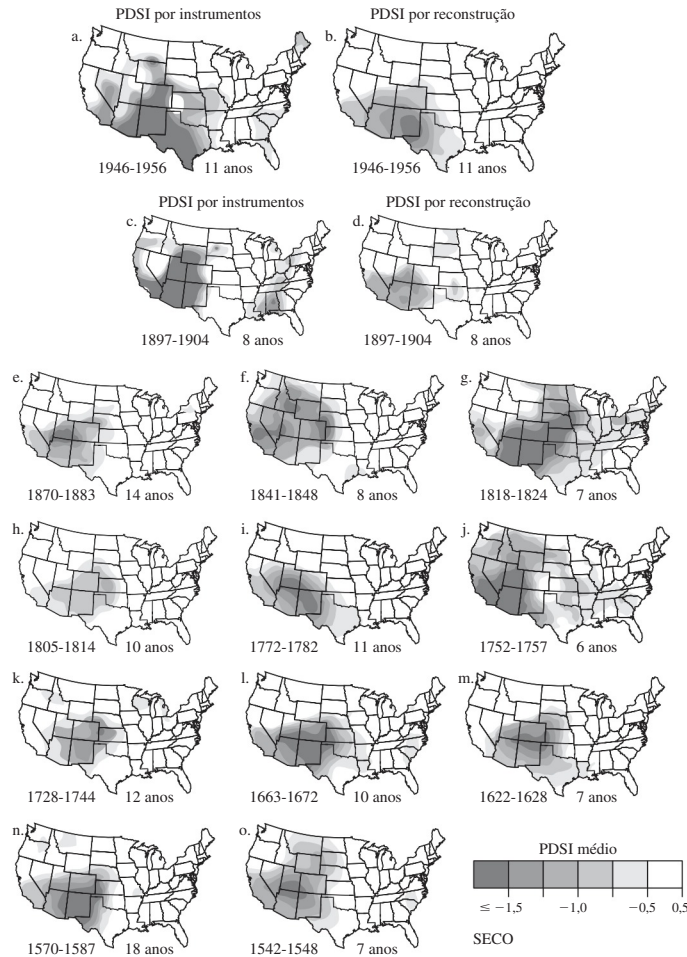


FIGURA 8-5 Estiagens típicas da década de 1950. PDSI obtido por instrumentos (a e c) e por reconstrução dendrocronológica (b e d). Valores médios de PDSI reconstruídos e mapeados para o período 1542-1883.

Fonte: Fye et al., 2003.

droelétrico da região e armazenam a água utilizada na irrigação de mais de um milhão de acres. Entretanto, metade do volume captado para a finalidade é perdido por escoamento superficial, infiltração, evaporação e outras formas de prejuízo. Em torno de 43% destas terras são cobertas por pastagens e culturas afins de baixo teor nutritivo, as quais consomem 60% da água captada para irrigação. Embora tragam grandes benefícios econômicos para a região, estes projetos federais dizimaram as populações de salmão, com a perda de 5 a 11 milhões de salmonídeos adultos (Feldman, 2007).

A Califórnia é o estado norte-americano com o sistema de abastecimento mais vulnerável do país. A vasta maioria da população se concentra no semiárido sul do estado. Setenta por cento dos recursos hídricos estão no norte, e 80% da demanda é registrada na região central e sul. A Califórnia sofreu estiagens de dois ou mais anos por oito vezes no século passado. Secas recordes

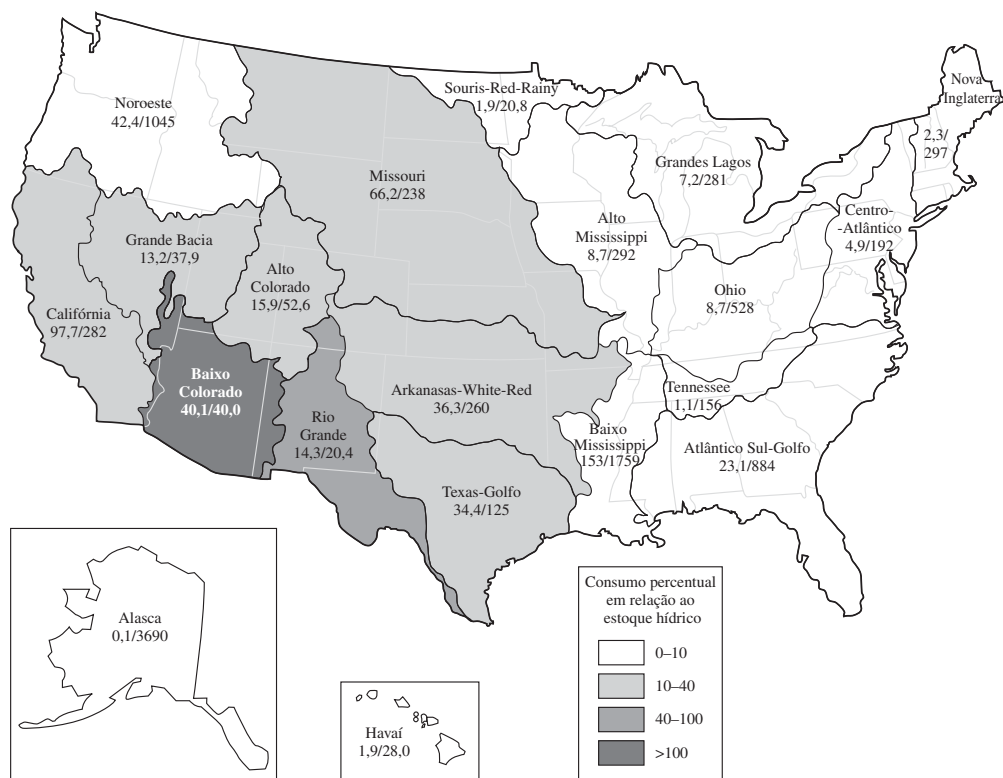


FIGURA 8-6 Comparação entre o volume consumido e o estoque hídrico renovável para 20 regiões nos Estados Unidos (adaptado de USGS, 1984; atualizado com base em estimativas de consumo de 1995). O número em cada região indica o consumo/estoque hídrico renovável em $10^6 \text{ m}^3/\text{dia}$, respectivamente, isto é, o consumo como percentual do estoque hídrico renovável, como mostra a legenda.

ocorreram nos anos hidrológicos de 1928-1934, 1976-1977 e 1987-1992. A estiagem mais recente ocorreu entre os anos hidrológicos de 2007 e 2010. As áreas costeiras nas regiões central e sul do estado sofrem com a intrusão da água do oceano devido à captação de águas subterrâneas.

As bacias do Colorado. As bacias do Alto e do Baixo Colorado abastecem o chamado *Colorado River Compact*, o sistema de distribuição que abrange sete estados (Arizona, Califórnia, Colorado, Nevada, Novo México, Utah e Wyoming). Com o propósito de alocação da água do rio, a Bacia do Colorado foi dividida em duas, a bacia do Alto Colorado e a do Baixo Colorado, na região conhecida como Lee's Ferry.

Embora o clima nestes estados seja semiárido ou árido, o Arizona merece destaque pela fragilidade de seu balanço hídrico.* O índice mostrado na Figura 8-6 indica que o consumo no

*Já mencionamos a situação crítica da Califórnia, mas é preciso lembrar que o estado utiliza um excesso de $6,2 \times 10^8 \text{ m}^3$ de água (meio milhão de acres-pé), em relação ao volume definido pelo Colorado River Compact e a Suprema Corte dos Estados Unidos ($5,43 \times 10^9 \text{ m}^3$, equivalentes a 4,4 milhões de acres-pé). Em 10/10/2003, um acordo firmado entre sete estados, chamado de Plano Califórnia 4.4, estipulou que a Califórnia deverá reduzir a captação da água do rio ao volume predeterminado até 2017 (Pulwarty et al., 2005).

estado é maior do que o estoque hídrico renovável. As águas superficiais se originam dos rios Colorado, Verde, Gila e Little Colorado. Porém, a maior parcela é ofertada pelo Rio Colorado. A tendência da vazão anual mensurada em Lee's Ferry entre 1895 e 2003 foi de queda contínua, da ordem de $6,2 \times 10^8 \text{ m}^3$ por década. Em parte, isso se deve à captação de água a montante. As análises dendrocronológicas das árvores do estado de Utah revelaram a ocorrência de quatro estiagens com mais de 20 anos de duração e nove que se estenderam de 15 a 20 anos (USGS, 2004). Dados semelhantes das regiões de Mesa Verde, no Arizona, mostram que uma seca de 23 anos afetou a região entre 1276 e 1299 a.C. (Haury, 1935). Os dados relativos à vazão em Lee's Ferry indicam a ocorrência de três estiagens entre 4 e 11 anos, além da seca que acometeu a região entre os anos 2000 e 2003 (USGS, 2004).

Até o final da década de 1970, o Arizona dependia quase exclusivamente das águas subterrâneas para atender à demanda do abastecimento municipal. Níveis baixos de precipitação típica da região significa que os aquíferos não eram recarregados, isto é, eles foram explorados à exaustão.

O Rio Grande. A densidade populacional nas terras próximas ao Rio Grande quadruplicou no México e triplicou nos Estados Unidos desde a década de 1950 (Mumme, 1995). No mesmo período, as vazões de cursos de água caíram a 20% dos níveis históricos.

As Grandes Planícies Centrais. As bacias do Missouri e do Arkansas-White-Red, além da região Golfo do Texas compõem esta região. Uma obra de transposição das águas do Rio Colorado incluiu a construção de túneis escavados nas Montanhas Rochosas, até o estado do Wyoming. Como vimos, a bacia do Alto Colorado sofre para manter as vazões firmadas para os estados signatários do acordo do *Colorado River Compact*.

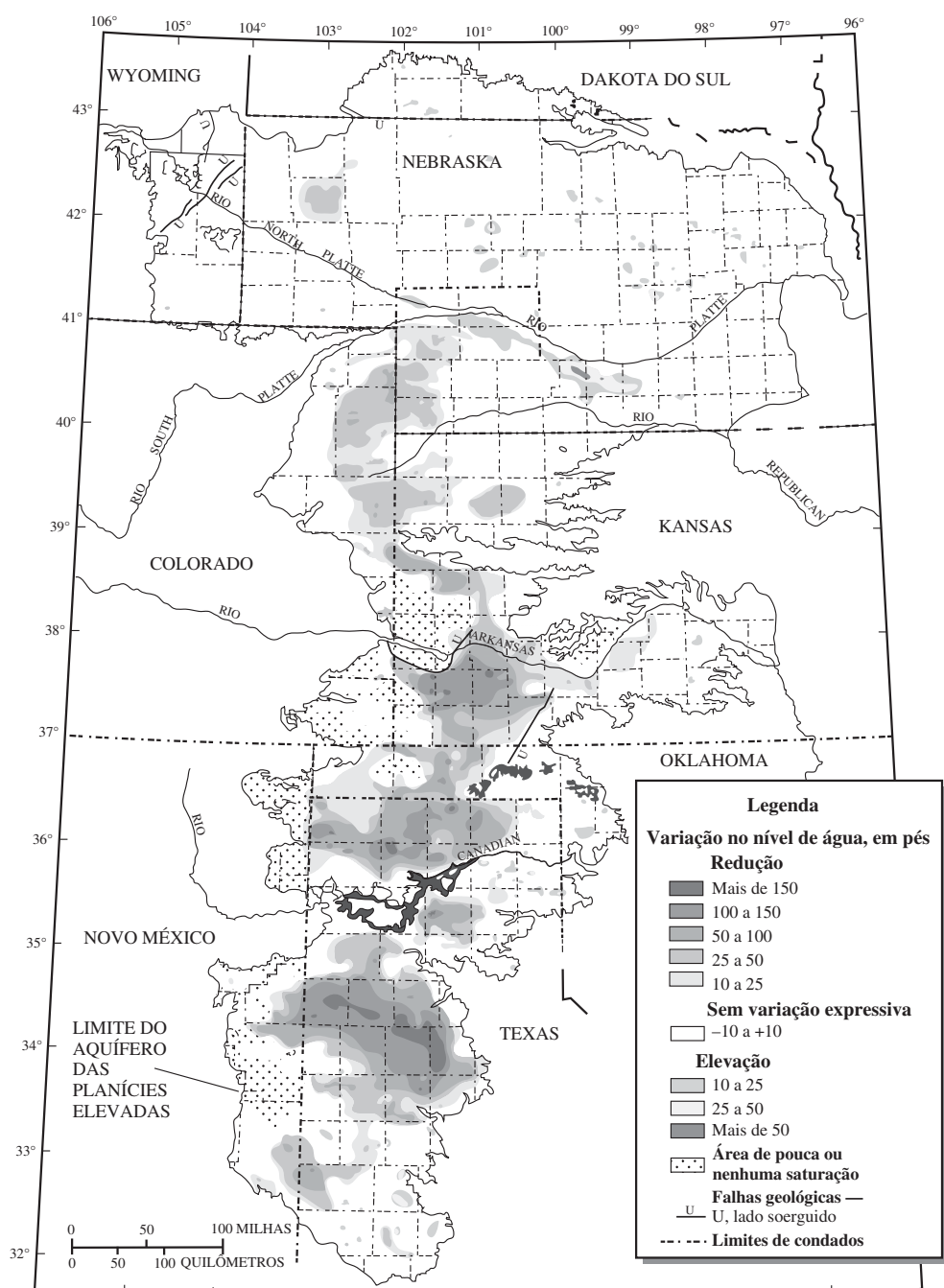
Embora muitos rios forneçam volumes generosos de água a numerosas comunidades, a irrigação é a principal forma de consumo na região. Os fazendeiros dos estados localizados em altiplanos, como Nebraska, Colorado, Kansas, Oklahoma, Novo México e Texas, retiram água do aquífero de Ogallala, localizado na região. Em alguns casos, a captação excede a capacidade de recarga diária (ver as Figuras 8-7 e 8-8). Se as taxas atuais de captação forem mantidas, estima-se que o aquífero perderá sua capacidade de fornecer água daqui a 50 ou 100 anos (KGS/KDA, 2010).

O Meio-Oeste ocidental. Esta região inclui as bacias hidrográficas de Souris-Red-Rainy, do Baixo Mississippi, do Ohio e do Tennessee. A região conta com um estoque de água considerável. Estiagens meteorológicas sazonais ocorrem em pontos isolados, gerando estiagens agrícolas.

Os Grandes Lagos. Os Grandes Lagos detêm cerca de 95% das águas doces superficiais dos Estados Unidos. A região inclui as 121 bacias hidrográficas nos estados que fazem divisa com os Grandes Lagos. Os estados vizinhos e as províncias canadenses próximas assinaram um acordo que proíbe a retirada e a transferência de água para outras regiões. Hoje, problemas isolados de redução dos volumes de águas subterrâneas em áreas urbanas são motivo de preocupação.

A Nova Inglaterra. Esta região inclui os estados que tradicionalmente formam a região chamada de Nova Inglaterra (Maine, Nova Hampshire, Vermont, Massachusetts, Connecticut e Rhode Island). Em linhas gerais, os recursos hídricos da região são abundantes. Todavia, a pressão populacional, sobretudo em Nova Hampshire, em Connecticut e na região metropolitana de Boston, tem pesados efeitos negativos na capacidade de abastecimento, com danos praticamente irreparáveis em alguns sistemas de águas superficiais. Estima-se que até uma estiagem curta traria prejuízos socioeconômicos consideráveis para a região.

A região Centro-Atlântica. Os estados de Nova York, Nova Jérsei, Pensilvânia, Delaware e Virgínia formam a região chamada de Centro-Atlântica, a qual passou por graves estiagens nas últimas décadas. As principais áreas metropolitanas dependem de sistemas de abastecimento de água muito sensíveis a variações climáticas. A exemplo da região da Nova Inglaterra, a pressão populacional afetou o abastecimento significativamente. Prejuízos irreparáveis



Escala dos dados digitais do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS): 1:2.00.000
Projeção Cônica de Albers. Referência horizontal: NAD 83.
Paralelos padrão: 29°30' e 45°30'. Meridiano central: 101°

USGS Fact Sheet 2007-3029
Maio de 2007

FIGURA 8-7 O aquífero de Ogallala. Fonte: USGS, 2007.

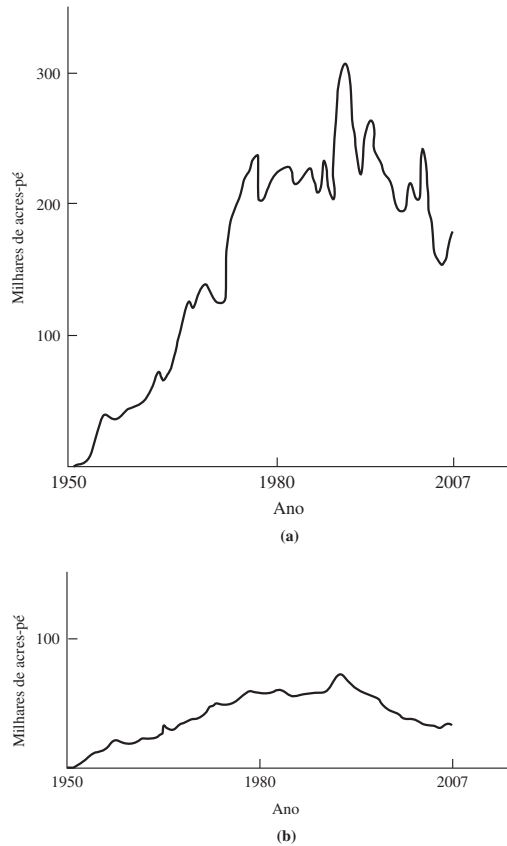


FIGURA 8-8 Uso de água para irrigação no condado de Haskell, no Kansas. (a) Captação. (b) Recarga média.

foram observados em alguns dos ecossistemas de águas superficiais da região. Mesmo secas pouco prolongadas prejudicam as comunidades locais, com impactos socioeconômicos expressivos.

A região do Atlântico Sul-Golfo. Esta região inclui os estados da Carolina do Norte, da Carolina do Sul, da Geórgia, do Alabama e da Flórida. O desenvolvimento, o crescimento populacional e a preferência das populações por áreas costeiras, além das oscilações sazonais expressivas nos números de habitantes, geram problemas muito complexos no âmbito da gestão do abastecimento de água regional. Uma seca recente no Alabama, na Geórgia, nas duas Carolinas e no Tennessee (de 2005 a 2008) trouxe à tona as vulnerabilidades locais. Entretanto, esta estiagem não foi um caso isolado. Por exemplo, não levadas em conta as secas agrícolas de curta duração, os registros climatológicos para o estado da Geórgia alertam para a ocorrência de uma estiagem de dois ou mais anos de duração média a intervalos de 25 anos (Stooksbury, 2003).

A Flórida sofre com o excesso de chuva durante três ou quatro meses no verão, quando os moradores temporários deixam a região. Por ironia, nos meses de inverno, quando se verifica a maior demanda por água pela chegada dos turistas que deixam as regiões mais frias dos Estados Unidos, as chuvas no estado diminuem.

Ao longo da costa sul do Oceano Atlântico e da costa do Golfo do México, o principal problema é a intrusão de águas salgadas nos aquíferos.

As estiagens e o aquecimento global. Como vimos na discussão sobre as cheias e a mudança climática, os modelos de circulação global (GCM) indicam que a incidência de estiagens meteorológicas não aumentou. Contudo, o Capítulo 12 mostra que a elevação na temperatura acarreta:

- Condições mais secas para a agricultura no Meio-Oeste e nas Grandes Planícies, o que eleva a necessidade de irrigação.
- O aquecimento nas cordilheiras no oeste dos Estados Unidos, o qual reduz o volume de neve, causa mais inundações ao final do inverno, reduz os escoamentos de verão e aumenta as probabilidades de estiagens agrícolas, hidrológicas e socioeconômicas.
- Uma elevação nos níveis dos mares da ordem de 0,18 e 0,57 m, a qual piora a intrusão de água salgada nos estoques de águas doces em áreas costeiras, sobretudo na Flórida e em boa parte da costa Atlântica.

As estiagens e a sustentabilidade. Vários aspectos determinam a vulnerabilidade aos impactos das estiagens, entre os quais o crescimento populacional, os padrões de uso da terra, o desenvolvimento econômico, a infraestrutura para a saúde, a capacidade de adaptação e mitigação, os sistemas de alerta inicial, a ajuda emergencial e a assistência para a recuperação, ao lado da delimitação da potencialidade dos recursos hídricos. Como vimos na Seção 8-1, os sistemas humano-ambientais são relativamente sustentáveis, se possuírem uma boa capacidade adaptativa e forem capazes de empregá-la com eficiência.

A potencialidade. Em tese, a potencialidade é a capacidade de um recurso hídrico de manter um nível de abastecimento diante das variações sazonais e anuais nas vazões dos cursos de água e na recarga de aquíferos (Dziegielewski e Crews, 1986). Duas hipóteses principais são adotadas na estimativa da potencialidade: (1) os dados mantêm-se constantes e (2) o nível necessário de abastecimento permanece constante. A regularidade dos dados implica a ausência de tendências e periodicidades, ou a capacidade de serem extrapolados para cenários futuros (Smith e Ward, 1998). O declínio na vazão do Rio Colorado (discutido no parágrafo “As Limitações em Recursos Hídricos Regionais”) e as previsões de queda nos escoamentos superficiais devidos ao derretimento das Neves na Califórnia são apenas dois exemplos da falta de regularidade dos dados. O crescimento populacional e a maior intrusão de água salgada por conta da elevação dos níveis dos oceanos são exemplos da variação no nível necessário de abastecimento, a qual invalida a segunda hipótese. Porém, a comparação entre as estimativas de potencialidade e os níveis atuais de consumo, mostrada na Tabela 8-7, ilustra como desenvolver um padrão de comparação para o abastecimento municipal.

Da perspectiva da atenuação dos efeitos de uma estiagem, os sistemas de abastecimento de água com demandas médias abaixo da potencialidade não sofrem com escassez de água durante estiagens menos severas, comparadas a os parâmetros teóricos de uma estiagem utilizados para definir o valor da potencialidade.

Um estudo de caso: a Califórnia. Desde o final do século XIX, muitos projetos audaciosos para o abastecimento de água foram desenvolvidos para promover a migração para o estado da Califórnia. Já na primeira década do século passado, após ficar claro que os aquíferos e os rios sazonais não conseguiriam abastecer Los Angeles, extensões de terra foram adquiridas no Vale de Owens, a leste da Sierra Nevada. A conclusão do aqueduto de Los Angeles desviou toda a vazão do Rio Owens para a cidade. No espaço de uma década, o curso de água havia se convertido em uma região poeirenta, e as terras no Vale de San Fernando valiam milhões (Bourne e Burtynsky, 2010).

Nos anos seguintes, a Califórnia construiu mais de 3218 km de canais, galerias e aquedutos para transportar água do norte para o sul do estado. Devido à dependência da região em relação às vazões geradas pelo derretimento das Neves, aproximadamente 157 reservatórios foram construídos para estocar essas águas, que seriam distribuídas conforme a necessidade. Grandes estações de bombeamento na região do Delta de Sacramento-San Joaquin transportam a água para o sul (Bourne e Burtynsky, 2010). Este deslocamento de água responde por cerca de 40% da energia produzida no estado (Feldman, 2007).

A região do Delta de Sacramento-San Joaquin, que no passado era um alagadiço com perto de 283.300 hectares, foi drenada e utilizada na construção de diversos diques para a criação de áreas agrícolas e residenciais cercadas por vias hídricas. Hoje, o Delta está 6 metros abaixo do

TABELA 8-7 O uso da água e os valores de potencialidade para algumas cidades

Cidade	Consumo atual (10⁶ m³ · dia⁻¹)	Potencialidade (10⁶ m³ · dia⁻¹)	Consumo/ potencialidade
Binghampton, NY	0,0473	0,174	0,27
Denver, CO	0,749	1,01	0,74
Indianápolis, IN	0,386	0,424	0,91
Merrifield, VA	0,299	0,204	1,47
Nova York, NY	5,80	4,88	1,19
Phoenix, AZ	1,03	0,973	1,06
Califórnia meridional	12,6	11,6	1,09

Fonte: Dziegielewski et al., 1991.

nível do mar. A elevação dos níveis oceânicos e o aumento da incidência de tempestades intensas representam uma ameaça a essas infraestruturas.

O Delta está localizado a leste da Falha de Hayward, em uma das zonas mais propensas a terremotos nos Estados Unidos. As estatísticas indicam que a probabilidade de um terremoto grande ocorrer nos próximos 30 anos é de 60%. Em média, as ilhas localizadas no Delta têm uma probabilidade de 90% de sofrerem inundações nos próximos 50 anos (Bourne e Burtynsky, 2010).

Em 1947 o Condado de Los Angeles começou a bombear águas residuárias tratadas para o interior dos aquíferos locais a fim de impedir a intrusão das águas salgadas do Oceano Pacífico. Cerca de 4×10^7 m³ dessas águas são bombeadas nestes aquíferos a cada ano.

A população do sul da Califórnia aumenta a uma taxa de mais de 200 mil pessoas ao ano. Em 2010, o estado tinha um déficit orçamentário de \$20 bilhões, e as propostas para projetos hídricos contabilizavam \$11 bilhões em termos de investimento.

Apesar das implicações do aquecimento global, as quais agravam a precariedade dos sistemas de abastecimento na Califórnia, tudo indica que, no longo prazo, o estado não terá os recursos hídricos necessários para a manutenção de uma *economia sustentável* capaz de gerar riquezas e empregos para as gerações futuras, sem prejuízo ao meio ambiente. Os recursos hídricos atuais não dão conta de abastecer a população existente. Outro aspecto preocupante é que o crescimento populacional regional é muito elevado.

As estiagens e a engenharia verde. Assim como ocorre nos casos de inundações, as estruturas de engenharia desempenham um papel pouco relevante na proteção sustentável contra as estiagens. A “engenharia verde” reconhece que as soluções estruturais tradicionais estão destinadas a fracassar, e que são necessárias soluções alternativas para minimizar riscos e garantir a sobrevivência de uma *economia sustentável* por muitas gerações. Estas soluções caem em duas categorias principais: o planejamento da resposta às estiagens, e o planejamento e a implementação de medidas de economia de água.

O planejamento da resposta às estiagens. A principal meta de um plano de resposta é melhorar os esforços de reação com base no monitoramento associado a um sistema de alerta inicial, na avaliação do impacto, na preparação e na resposta. As atividades em cada uma destas áreas são resumidas a seguir:

- *Os alertas iniciais* incluem os parâmetros que precisam ser monitorados para detectar os primeiros sinais de uma estiagem incluem a temperatura, a precipitação, a vazão dos cursos de água, os níveis de reservatórios e de águas subterrâneas, a quantidade de neve acumulada nos picos e a umidade do solo.
- *A avaliação do impacto* requer a avaliação dos dados gerados pelos sistemas de alerta inicial, sendo necessária para descrever a magnitude, a duração, a gravidade e a extensão geográfica de uma estiagem. Esta avaliação pode ser expressa com base no uso de indicadores. O PDSI pode ser apropriado para avaliar estiagens ocorridas no passado, mas não é considerado adequado para fazer avaliações em tempo real. Algumas ferramentas foram

desenvolvidas para esta finalidade, como o *Standardized Precipitation Index* (SPI), o *Surface Water Supply Index* (SWSI) e os mapas do *U.S. Drought Monitor* (DM), o qual é o mais recente (<http://www.drought.un.edu/dm>). Os mapas do DM são compilados com informações prestadas pelo Centro Nacional de mitigação da seca (*National Drought Mitigation Center* – NDMC), o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), a Agência Nacional de Oceanos e Atmosfera dos Estados Unidos (NOAA), o Centro de Previsões Climáticas (CPC) e o Centro Nacional de Dados Climáticos (NCDC).

- *A preparação* diz respeito aos planos e às instalações necessárias para implementá-los com base em medidas legislativas, como a autorização para estabelecer e ativar bancos hídricos, as medidas obrigatórias de economia de água, as sobretaxas em tempos de estiagem, as restrições ao consumo em ambientes domésticos externos, e o abastecimento de emergência para cidades e fazendas de criação animal.
- *A resposta* é a prática das ações. Pessoas e animais não bebem planos. Peixes não nadam em planos. As agências e as pessoas precisam de **treinamento e instalações adequadas** para implementar os planos concebidos para as situações de seca.

Nos Estados Unidos, o planejamento da resposta às estiagens é sobretudo uma responsabilidade do estado. Até o ano de 2010, apenas cinco estados (o Alasca, o Arkansas, a Louisiana, o Mississippi, e Vermont) não possuem um plano de resposta a esses fenômenos.

A Califórnia delega os planos de resposta a estiagens aos municípios. San Diego tem um plano de resposta rigoroso, que contempla a avaliação dos estágios da estiagem e respostas adequadas, todas previstas em lei. A não obediência ao plano implica a possibilidade de multa e o corte do abastecimento de água. Alguns exemplos são mostrados na Tabela 8-8. As reduções na demanda são efetuadas com base na “probabilidade de haver escassez no abastecimento”, e as reduções especificadas são necessárias para “garantir os níveis de abastecimento com base nas previsões de demanda”.

O estado da Geórgia tem um plano de resposta abrangente, acionado com base em leituras por transmissão serial síncrona a intervalos de 3, 6 e 12 meses. Ele leva em conta a qualidade da água e inclui as categorias de usuários domésticos, industriais e agrícolas. Por exemplo, para a categoria de consumidores domésticos, no nível de alerta mais baixo (nível 1), o uso de água em ambientes externos é limitado a alguns dias por semana. No nível mais elevado (nível 4), o consumo externo é proibido (Georgia EPD, 2003). O plano tem caráter proativo, e foi criado para prevenir dificuldades socioeconômicas e ações judiciais envolvendo o direito ao acesso à água.

Em contrapartida, o estado do Tennessee utiliza um plano de resposta com base em limites qualitativos, os quais são definidos segundo conceitos como “a deterioração dos estoques e da qualidade da água”, “os conflitos entre usuários” e “disponibilidade de água seriamente afetada”. As ações em nível local são especificadas em base qualitativa, não por proibições. Ações específicas nunca são necessárias. Por exemplo, no “nível de alerta de estiagem”, as concessionárias do serviço de abastecimento de água devem “monitorar os recursos e a utilização da água”. No “nível de restrições obrigatórias”, as limitações ao consumo incluem a “proibição do uso da água em ambientes externos, a adoção de cotas de consumo por habitante e reduções percentuais de usuários não residenciais”. No “nível de gestão emergencial”, as concessionárias são obrigadas a fornecer “água engarrafada” e a “iniciar a distribuição de água em caminhões-pipa”. Este plano

TABELA 8-8 Os níveis de resposta a estiagens em San Diego, na Califórnia

Nível	Limite, redução obrigatória na demanda (%)	Restrições típicas
1	<10	As restrições voluntárias se tornam obrigatórias A irrigação excessiva fica proibida A lavagem de superfícies pavimentadas fica proibida
2	<20	A irrigação fica limitada a 3 dias por semana, 10 minutos por dia
3	<40	A irrigação fica limitada a 2 dias por semana A criação de serviços de água potável fica proibida
4	≥40	A irrigação fica totalmente interrompida, exceto para árvores e arbustos

tem caráter de postura de reação, mas não aborda a atenuação de dificuldades socioeconômicas e a abertura de ações judiciais envolvendo o abastecimento. As avaliações qualitativas normalmente ocorrem tarde demais, a ponto de não ser mais possível adotar qualquer medida preventiva. Tais ações são baseadas no conceito de estiagem hidrológica. É preciso lembrar que, na sequência típica das estiagens, a seca hidrológica é a última, após as estiagens meteorológica e agrícola.

O planejamento e a implementação de medidas de conservação da água. As medidas voltadas para a conservação da água foram avaliadas em cada uma das unidades federativas dos Estados Unidos. Essas regras foram divididas em quatro categorias (Rashid et al., 2010):

1. A constituição de autoridade para a implementação de um programa abrangente
2. A recomendação de planejamento como parte do serviço de suprimento
3. A disponibilização de sugestões para a economia de água
4. A inexistência de um sistema de sugestões

À exceção de 10 estados, todos ficam em uma das três primeiras categorias (representadas pelo respectivo número, no mapa da Figura 8-9). Os estados na categoria 4 são o Alasca, o Alabama, Idaho, Kentucky, Mississippi, Dakota do Norte, Ohio, Dakota do Sul, Virgínia Ocidental e Wyoming.

As exigências típicas incluem taxas diferenciadas baseadas em níveis de consumo, o alcance das medidas de conservação públicas, as iniciativas de conservação voluntárias e as iniciativas de conservação obrigatórias.

Estudo de caso: o Arizona. O Arizona tem um dos mais ambiciosos e abrangentes sistemas de conservação de água nos Estados Unidos. Após a estiagem de 1976 a 1977, o legislativo estadual aprovou a Lei de Gestão de Águas Subterrâneas. Ela previa a criação de *áreas de gestão ativa*, nas quais está localizada a maioria da população e dos volumes de águas subterrâneas captados (Prescott, Phoenix, Pinal, Tucson e Santa Cruz). A meta administrativa de todas as áreas de gestão ativa é o desenvolvimento do abastecimento sustentável. No caso das áreas metropolitanas principais, a meta é quantificada com base na potencialidade. As áreas de gestão ativa incluem mais de 80% da população do estado, 50% do consumo total de água e 70% da captação de águas subterrâneas no Arizona (Pulwarty et al., 2005).

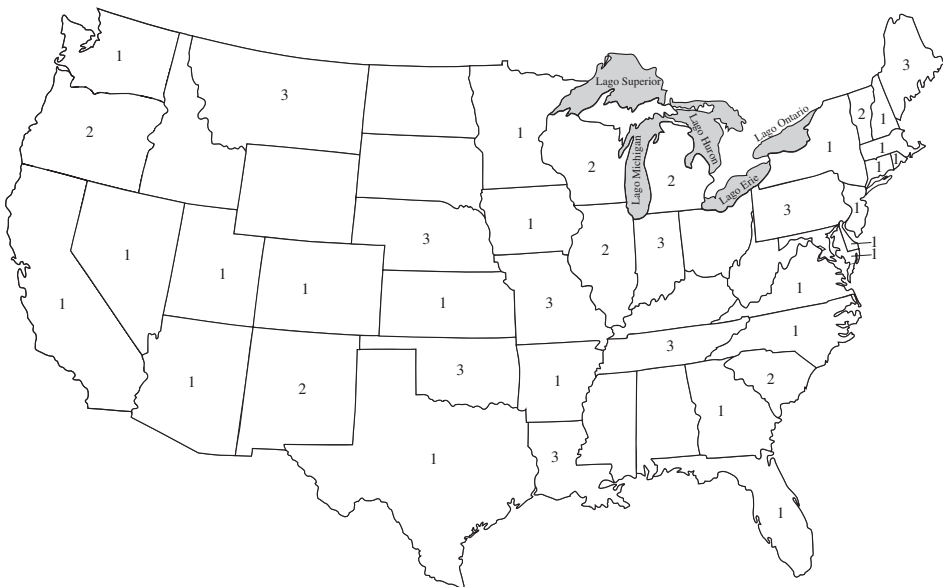


FIGURA 8-9 As categorias do planejamento de medidas de economia de água nos Estados Unidos.

Autorizado por lei pelo Congresso dos Estados Unidos em 1969 e elaborado pelo *United States Bureau of Reclamation*, o Projeto Arizona Central (CAP, *Central Arizona Project*) é a maior fonte renovável de água no estado. O sistema compreende uma rede com 540 km de aquedutos, túneis, estações de bombeamento e tubulações projetados para transportar 1,4 milhão de acres-pé ao ano (cerca de $1,73 \times 10^9 \text{ m}^3$) de um ponto de captação de água no Lago Havasu, no Rio Colorado, para a região central e sul do Arizona. O projeto custou \$4 bilhões e levou 22 anos para ser concluído. Portarias federais preveem que os municípios têm prioridade maior no acesso ao CAP do que a agricultura. Em Phoenix, o abastecimento começou em 1985. Em Tucson, a água transportada pelo CAP chegou em 1992.

A Lei de Gestão de Águas Subterrâneas especifica reduções compulsórias da demanda em todos os setores, com base na economia e na transição para fontes renováveis. Um dos elementos principais da lei é a deliberação sobre o uso da água do Rio Colorado mediante o programa Garantia de Abastecimento Hídrico (AWS, *Assured Water Supply*), segundo o qual todas as novas subdivisões das áreas de gestão ativa devem adotar um programa válido por 100 anos baseado no uso de recursos hídricos renováveis, antes de a subdivisão ser aprovada.

Depois de reconhecer a fragilidade dos recursos hídricos do Arizona e de confirmar a necessidade de utilizar todo o volume de captação do Rio Colorado a que o estado tem direito, o governo estadual criou, em 1996, a Secretaria para a Gestão do Banco de Águas do Arizona (AWBA, *Arizona Water Banking Authority*), cujos objetivos são:

1. Armazenar água subterrânea passível de ser captada para uso dos municípios.
2. Dar suporte à gestão de metas das áreas de gestão ativa.
3. Dar suporte aos direitos das etnias nativas ao acesso à água.
4. Disponibilizar o acesso de outros estados, como Nevada e a Califórnia, ao banco de águas do Rio Colorado do Arizona, o que garante o abastecimento e os direitos legais do estado ao acesso às águas do rio.

As regras do Programa de Garantia de Abastecimento Hídrico são adotadas porque os desenvolvedores têm acesso à Secretaria para a Gestão do Banco de Águas do Arizona no Distrito de Recarga de Águas Subterrâneas do Arizona Central (CAGRD, *Central Arizona Groundwater Replenishment District*), sob o compromisso de devolver os volumes de águas subterrâneas captados pelos usuários. Com a adoção de tarifas reduzidas para propriedades agrícolas e para as operações de recarga de aquíferos, além das regras definidas pelo programa de Garantia de Abastecimento Hídrico, o Arizona hoje utiliza toda a água a que tem direito no Rio Colorado. O estado promove a recarga de aquíferos como medida para atenuar a escassez de água durante estiagens no futuro.

A engenharia verde em áreas metropolitanas. Os levantamentos do consumo de água em áreas urbanas no sudoeste e no oeste dos Estados Unidos revelam que os maiores volumes consumidos por habitante ocorrem no ambiente externo (Figura 8-10). Os esforços pela conservação da água em regiões metropolitanas se concentram no consumo em ambientes externos. Alguns exemplos de medidas de economia são discutidos abaixo.

- A *irrigação por gotejamento* compreende o uso de tubos com pequenos orifícios para a rega de plantas em diversos estágios de desenvolvimento.
- A *irrigação inteligente* utiliza dados meteorológicos e/ou informações sobre a umidade para agendar a duração e o volume de água para a irrigação. Os dados meteorológicos obtidos em tempo real são usados para calcular a evapotranspiração (discutida no Capítulo 7) e controlar as operações. Um sensor de umidade do solo controla o teor de água na rizosfera vegetal. Embora reduzam o consumo relativo à irrigação, os sistemas baseados na evapotranspiração elevam as quantidades irrigadas em terrenos mais secos (Green, 2010). Os sistemas construídos com sensores de umidade do solo permitem interromper a irrigação ou ajustar o tempo de operação quando os níveis de água na terra atingem patamares adequados (Philpott, 2008). Os dois sistemas são projetados para evitar a irrigação quando está chovendo.
- A *coleta de água da chuva* inclui métodos e técnicas para coletar, armazenar e utilizar a água da chuva (Waterfall, 2004).
- A *certificação de auditor de sistemas de irrigação* consiste em um programa de treinamento para a instalação e manutenção de sistemas de irrigação com base em técnicas de conser-

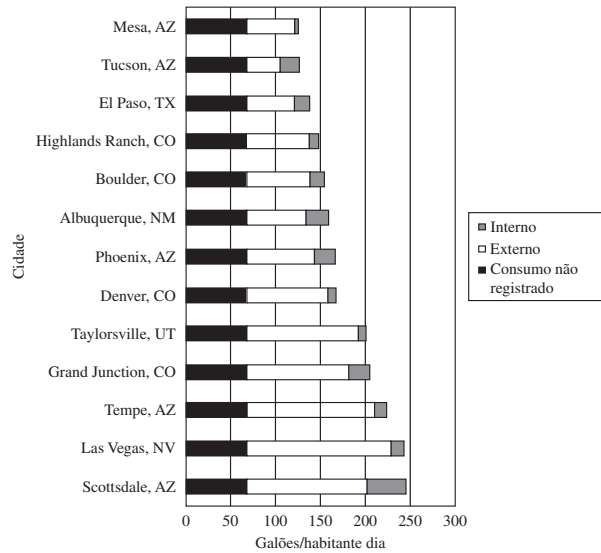


FIGURA 8-10 Consumo por habitante, por família.

Fonte: Western Resource Advocates, 2003.

vação da água. As residências com sistemas internos de rega de gramados consomem 35% de água a mais do que as casas que não têm esses dispositivos (Feldman, 2007).

- Os *incentivos à conservação da água* incluem os programas de descontos nas contas para os usuários que poupem água, como na substituição de equipamentos de irrigação com vazamento (\$25 por item), na auditoria de irrigação (\$100) e na remoção de turfa (\$2,70/m², até o limite de \$400 para residências). A cidade de Prescott, no Arizona, calculou uma economia de mais de $1,6 \times 10^5$ m³ de água nos anos entre 2006 e 2010 (Prescott, 2010).
- As *privadas econômicas* consomem volumes reduzidos de água. De modo geral, um sistema econômico consome 6 L de água por descarga, em comparação com os 15 L gastos por um sistema comum. A cidade de Prescott, no Arizona, poupou perto de 4×10^4 m³ de água em quatro anos de uso de privadas econômicas em substituição às antigas (Prescott, 2010).
- A *estrutura tarifária escalonada* inclui a adoção de tarifa única (que tem uma sobretaxa sazonal), do sistema de bloco inclinado (no qual a tarifa aumenta com o consumo), de tarifa econômica (a tarifa aumenta com o consumo, mas com padrões distintos em função do perfil do cliente). (Mais detalhes em Georgia EPD, 2010.)
- Os *sistemas de reúso da água* preveem iniciativas de reúso da água, como a utilização da *água cinza* (oriunda de duchas e de sistemas de lavagem, livre de detritos humanos concentrados) na irrigação, e a utilização de águas residuárias tratadas na irrigação de campos de golfe.

A engenharia verde e as concessionárias de abastecimento. Entre as muitas sugestões para poupar água apresentadas em *Water Conservation for Small- and Medium-Sized Utilities* (Green, 2010), duas merecem destaque por conta da magnitude dos impactos que causam nas iniciativas de conservação: os vazamentos e o reúso. O *consumo não registrado* diz respeito à água que é tratada, mas não é faturada do cliente, como ocorre em vazamentos, ligações clandestinas, imprecisão nos hidrômetros e erros no manuseio de dados. Dito de outro modo, é a água que não gera receita para a concessionária de abastecimento.

Em uma auditoria realizada em 1997, a cidade de Lebanon, no Tennessee, descobriu que 45% da água tratada acabava como consumo não registrado (Leauber, 1997). Uma auditoria semelhante e a investigação em busca de vazamentos realizadas por 47 concessionárias de água na Califórnia revelou uma perda média de 10%, em um intervalo de 5% a 45% do volume disponível para a entrega ao cliente. Estima-se que até $8,6 \times 10^8$ m³ de água sejam perdidos por vazamentos na Califórnia a cada ano (DWR, 2010). Diariamente, os sistemas municipais de abastecimento nos Estados Unidos perdem perto de $2,3 \times 10^7$ m³ de água em vazamentos (Thornton et al., 2008).

É surpreendente que apenas 10% das residências respondem por 58% dos vazamentos registrados, e que casas com piscina têm 55% mais vazamentos do que outras residências (Feldman, 2007).

O entendimento geral é de que o consumo não registrado não deve ultrapassar 10% do volume de água gerado. Níveis acima deste valor requerem a adoção de medidas de manutenção contra vazamentos e defeitos no sistema. Os avanços tecnológicos permitem reduzir o consumo não registrado a menos de 10% da água produzida (Georgia EPD, 2007).

Além da economia de água, as medidas de detecção e solução de vazamentos permitem:

- Reduzir o tempo de parada e os custos associados à manutenção emergencial
- Minimizar o consumo de energia no bombeamento da água
- Diminuir os custos com produtos químicos utilizados no tratamento da água
- Atenuar os impactos estruturais nas estradas
- Aumentar o retorno sobre o investimento
- Prevenir a piora dos vazamentos e os problemas na tubulação

O *reúso*, a *recuperação* e a *reciclagem de água* são termos utilizados no contexto de águas residuárias municipais que recebem tratamento adicional para finalidades específicas. Na maioria dos casos esta purificação adicional é uma modalidade de tratamento terciário (Capítulo 11) e inclui estratégias avançadas (como a osmose reversa, por exemplo, discutida no Capítulo 10). O reúso de água é praticado na Califórnia há mais de um século. Em 1910, ao menos 35 comunidades utilizavam águas residuárias da irrigação de fazendas. No final de 2001, o uso de água recuperada havia atingido mais de $6,48 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$. A Flórida recupera águas residuárias há mais de quatro décadas. Quase $8,34 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ de águas residuárias recuperadas foram usados no estado em 2003 (Metcalf e Eddy, 2007). Em 2008 a Flórida aprovou uma lei que prevê a redução gradual dos despejos de águas residuárias no oceano por meio de emissários até o ano 2025. No total, $4,16 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ serão recuperados para atingir esta meta (Greiner et al., 2009).

Uma lista de aplicações típicas de águas recuperadas é mostrada na Tabela 8-9.

TABELA 8-9 Algumas aplicações de águas residuárias recuperadas

Categoria	Aplicação típica
Agricultura	Irrigação de plantações Viveiros de plantas para o comércio
Recarga de águas subterrâneas	Criação de bancos de águas subterrâneas Reabastecimento de águas subterrâneas Controle da intrusão de águas salgadas Controle da subsidência
Reciclagem e reúso industriais	Alimentação de caldeiras Alimentação de sistemas de refrigeração Utilização como água de processo
Irrigação de jardins	Cemitérios Campos de golfe Cinturões verdes Parques
Melhorias ambientais	Atividades pesqueiras Aumento da área de lagos Melhorias em terrenos alagadiços Aumento das vazões de cursos de água Produção de neve
Usos não potáveis em ambientes urbanos	Alimentação de sistemas de ar condicionado por evaporação Prevenção de incêndios Descarga de privadas em áreas recreativas
Reúso potável	Complementação de reservatórios Mistura com águas subterrâneas Abastecimento direto ao consumidor

Fonte: Metcalf e Eddy, 2007.

8-3 OS RECURSOS ENERGÉTICOS

Há cerca de 300 anos, a maior parte da demanda energética mundial era atendida pelo trabalho humano, animal, hidráulico e eólico, além da combustão de madeira e outros materiais orgânicos, como os resíduos da agricultura, os dejetos animais e a turfa (hoje chamados de *biomassa*). Com a chegada da Revolução Industrial no final do século XVIII, a energia hidráulica não perdeu importância, mas os combustíveis fósseis (sobretudo o carvão) passaram a ser utilizados em larga escala. Ao longo do século XX, os derivados do petróleo consolidaram o seu papel de protagonistas no atendimento a nossas demandas energéticas.

Os Estados Unidos são ao mesmo tempo grandes produtores e consumidores de energia primária no mundo. Em 2006, o país gerou 21% e consumiu 26% da energia primária do mundo (EIA, 2010a e 2010b). Em torno de 85% da energia utilizada no país são gerados pela queima de combustíveis fósseis. Além disso, 37% são usados no setor de transportes. Embora o consumo de energia per capita dos norte-americanos tenha se estabilizado nos últimos 30 anos, o dispêndio total cresceu enormemente nas quatro últimas décadas (Figuras 8-11 e 8-12).

As reservas de combustíveis fósseis

Como você compara 1 kg de carvão e 1 L de petróleo? E 1 L de petróleo e 1 L de gás natural? Para comparar recursos energéticos diferentes é preciso levar em conta a quantidade de energia que geram. Na comparação entre combustíveis fósseis, o poder calorífico inferior (PCI) serve de denominador comum. Os valores do PCI de alguns combustíveis comuns são mostrados na Tabela 8-10.

Contudo, está claro que a comparação do valor energético não permite avaliar a utilidade geral de um combustível. Por exemplo, não é possível substituir a gasolina por quantidades de carvão ou gás natural equivalentes em termos de PCI no tanque de combustível de um automóvel. O fato de o carvão custar menos do que a gasolina em dólar por joule (\$/J) é irrelevante na comparação entre combustíveis para uma frota de veículos automotores.

A questão não é se o mundo está ficando sem energia. Na verdade, a polêmica diz respeito ao quanto estamos dispostos a pagar e aos impactos ambientais resultantes de nossas escolhas. Examinemos o problema da exaustão das fontes energéticas. A parcela de um combustível fóssil capaz de ser utilizada no momento do cálculo é chamada de *reserva energética provada*. Devido aos avanços tecnológicos e às variações no comportamento do consumidor, as reservas energéticas provadas podem variar, ainda que a massa do combustível permaneça constante. As jazidas norte-americanas e mundiais de combustíveis fósseis são mostradas na Tabela 8-11. Porém, até quando poderemos explorar essas reservas? Diversos tipos de estimativas são usados para tentar responder a esta pergunta. Por exemplo, a vida útil de uma jazida é estimada com base nos níveis de consumo atuais (isto é, a demanda), ignorando-se a descoberta de novas jazidas ou o desenvolvimento de tecnologias mais avançadas de extração. Como alternativa, é possível supor que

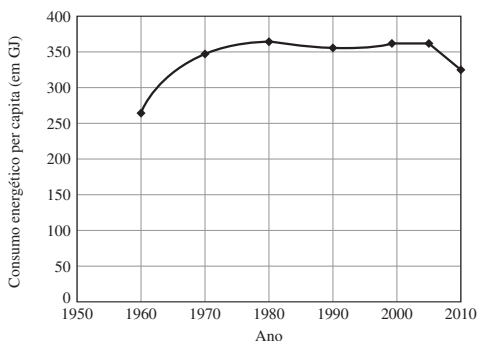


FIGURA 8-11 Consumo energético per capita nos Estados Unidos (em GJ).

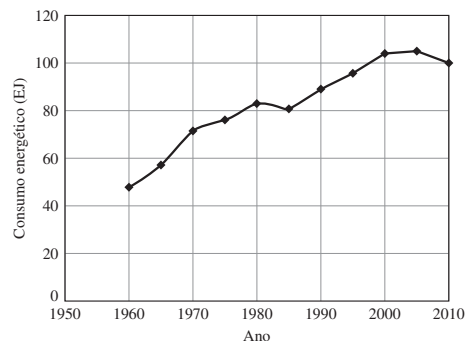


FIGURA 8-12 Consumo energético nos Estados Unidos (em EJ = exajoule)

TABELA 8-10 O poder calorífico inferior de alguns combustíveis

Material	Poder calorífico inferior (MJ · kg ⁻¹)
Carvão vegetal	26,3
Carvão, antracito	25,8
Carvão betuminoso	28,5
Óleo combustível nº 2 (aquecimento doméstico)	45,5
Óleo combustível nº 3 (uso naval)	42,5
Gasolina (normal, índice de octanagem 84)	48,1
Gás natural ^a	53,0
Turfa	10,4
Madeira, carvalho	13,3–19,3
Madeira, pinho	14,9–22,3

^aDensidade igual a 0,756 kg · m⁻³

TABELA 8-11 Reservas provadas de recursos energéticos nos Estados Unidos e no mundo^a

Combustível	Estados Unidos (EJ ^b)	América do Norte (EJ)	Mundo (EJ)
Carvão	5600	5800	19.800
Petróleo	130	1300	8000
Gás natural	230	300	6700
Total de reservas	5960	7400	34.500

^aOs dados relativos ao petróleo e ao gás natural são de 2007. Os dados para o gás natural não incluem as estimativas recentes (de 2010), as quais consideram o gás que pode ser extraído de formações xistosas. Os dados relativos ao carvão são de 2005.

^bExajoules = 10¹⁸ joules = 10¹² megajoules.

Fonte: EIA, 2010c e 2010d.

ocorram elevações na demanda, sem a descoberta de novos recursos e sem melhorias nas tecnologias de extração. A vida útil de uma jazida, com base na demanda constante, é expressa como:

$$T_s = \frac{F}{A} \tag{8-8}$$

onde T_s = tempo até a exaustão da jazida (em anos)

F = reserva energética (em EJ*)

A = demanda anual (em EJ · ano⁻¹)

A duração das reservas atuais em um cenário de aumento de demanda é:

$$F = A \left[\frac{(1 + i)^n - 1}{i} \right] \tag{8-9}$$

onde i = aumento anual na demanda (como fração)

n = número de anos até a reserva acabar

O Exemplo 8-3 mostra como realizar estes cálculos.

*EJ = exajoule = 1 × 10¹⁸ J

EXEMPLO 8-3

Em 2004, o consumo mundial de carvão na geração de energia foi 120,8 EJ (EIA, 2006). Supondo-se que a demanda permaneça constante, quanto tempo durarão as reservas de carvão do mundo? O consumo mundial médio de energia à base de carvão aumentou 5,15% ao ano entre 2000 e 2004. Se este aumento se mantiver constante, qual será a vida útil das reservas de carvão?

Solução Se a demanda permanecer constante (Equação 8-8), as reservas persistirão por:

$$\frac{19.800 \text{ EJ}}{120,8 \text{ EJ/ano}} = 163,91, \text{ ou } 160 \text{ anos}$$

Se a demanda aumenta a uma taxa de 5,15% ao ano, podemos utilizar a expressão:

$$19.800 \text{ EJ} = 120,8 \text{ EJ/ano} \left[\frac{(1 + 0,0515)^n - 1}{0,0515} \right]$$

Resolvendo para n , temos:

$$(163,91)(0,0515) = (1,0515)^n - 1$$

$$9,44 = (1,0515)^n$$

Aplicando-se o logaritmo nos dois lados da igualdade:

$$\log(9,44) = \log[(1,0515)^n] = n \log[1,0515]$$

$$0,975 = n(0,022)$$

$$n = 44,7, \text{ ou } 45 \text{ anos}$$

As previsões da oferta de diferentes fontes de energia primária para períodos prolongados são ilustradas na Figura 8-13. A análise da figura revela que um pico no uso de combustíveis fósseis como fonte energética primária deve ocorrer entre 2010 e 2020. Estima-se que o petróleo e o gás natural serão praticamente irrelevantes como recurso energético no final deste século. Todavia, o carvão conservará o seu papel, ainda que sua importância diminua.

Entretanto, os dados mostrados na Tabela 8-11 e na Figura 8-13 não refletem o desenvolvimento de novas fontes energéticas de petróleo e gás, as **areias betuminosas** e o **gás de xisto**.

As areias betuminosas. Em determinados locais, o petróleo ocorre em formas não fluidas. As **areias betuminosas**, também chamadas de **areias oleosas**, contêm teores de petróleo altos o bastante para permitir a extração utilizando-se técnicas de mineração de superfície, desde que as jazidas se encontrem em pouca profundidade no solo. O campo de Athabasca, em Alberta, no

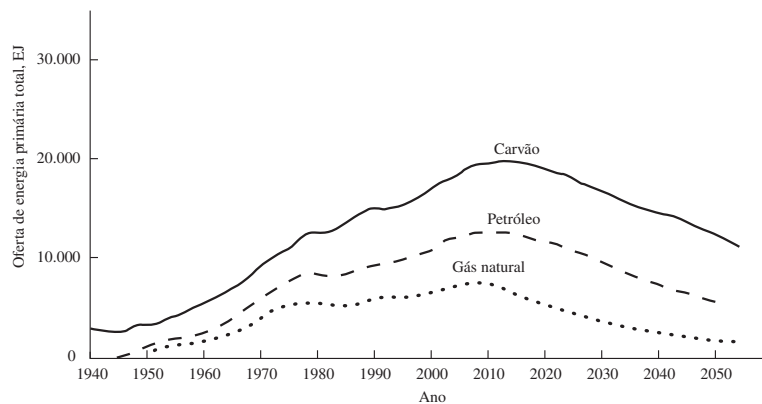


FIGURA 8-13

Os picos das reservas de combustíveis fósseis no mundo.

Canadá, contém um espesso depósito de areia betuminosa que se estende por 77.000 km² (Coates, 1981). Cerca de $2,8 \times 10^{10}$ m³ dos $3,7 \times 10^{11}$ m³ de petróleo estimado nestas areias pode ser extraído utilizando-se técnicas existentes. Na província de Alberta, perto de 20% dos depósitos estão 100 m abaixo da superfície do solo. Estes podem ser escavados com a técnica de extração por lavra em tiras. O restante precisa ser extraído de poços. A areia betuminosa é aquecida e bombeada dos poços. São necessários aproximadamente 4 m³ de água para remover 1 m³ de petróleo (Ritter, 2011).

O gás de xisto. Entre 2008 e 2010, as estimativas da energia expressa como gás natural contido em formações xistosas nos Estados Unidos saltaram de 400 EJ para 4000 EJ (LaCount e Barcella, 2010). A descoberta e a exploração deste novo recurso energético iniciaram em 2005, com a aplicação de uma antiga tecnologia de extração, o **fraturamento hidráulico**, e o desenvolvimento da perfuração horizontal. Em 2009, a contribuição do gás de xisto na matriz energética dos Estados Unidos saltou de 5% para 20%.

O processo de fraturamento começa com a perfuração de um poço revestido a uma profundidade de até 1800 m. Após, prossegue-se com a escavação de um duto horizontal, cuja entrada pode estar até 3000 m do poço. Fluidos especiais, como os listados na Tabela 8-12, são bombeados no interior do duto. Após, são aplicadas vazões e pressões capazes de gerar uma rachadura na rocha. O bombeamento continua, até as rachaduras avançarem ao ponto desejado. Estas são mantidas abertas com a injeção de um **propante (material para sustentação da fratura)**, composto de areia e outros materiais granulares. Uma vez liberados da formação geológica em que se encontram, gás e/ou o petróleo sobem à superfície arrastados na água e nos aditivos, formando o refluxo. Na superfície, o gás e o petróleo são separados do refluxo.

A energia nuclear

A fissão e a fusão são as duas principais reações utilizadas na geração de energia nuclear. Na fissão, um nêutron colide com o núcleo de um átomo fissil (o qual normalmente é um isótopo do urânio ou do plutônio), partindo-o em produtos-filhos e liberando energia. Na fusão nuclear, a liberação de energia ocorre com a união de isótopos de um elemento leve, como o hidrogênio, por exemplo, para formar um átomo mais pesado, como por exemplo o hélio. Hoje, todos os reatores em operação comercial são baseados em reações de fissão.

Os dois principais isótopos do urânio são o ²³⁵U e o ²³⁸U. Destes, cerca de 99,3% do urânio que ocorre na natureza é ²³⁸U não fissil. A reação em cadeia da fissão nuclear é mantida elevando-se a probabilidade de os nêutrons liberados por uma reação unitária causar a divisão de outros átomos fisséis. Isto é alcançado aumentando-se a concentração de material fissil ou reduzindo-se a velocidade dos nêutrons. Com isso, os nêutrons são capturados mais facilmente pelo ²³⁵U do que pelo ²³⁸U.

Em meados do século XX, a energia nuclear parecia ser uma alternativa realista ao uso de combustíveis fósseis. Muitos países iniciaram a construção de usinas nucleares. Atualmente cerca de 440 plantas geram 16% da energia elétrica consumida no planeta. Em alguns países, a energia nuclear é a principal forma de energia primária. Na França, por exemplo, 78% da eletricidade consumida é gerada em reatores de fissão nuclear (Parfit e Leen, 2005).

TABELA 8-12 Os aditivos fluidos utilizados no fraturamento hidráulico

Aditivo	Função	Produtos utilizados
Biocida	Matar microrganismos	Carbonato de glutaraldeído
Diluidor	Reduzir a viscosidade do fluido	Ácidos, agentes oxidantes
Tampão	Controlar o pH	Bicarbonato de sódio
Estabilizador da argila	Impedir a expansão da argila	Cloreto de potássio
Aditivo para a perda de fluido	Melhorar a eficiência do fluido	Óleo diesel, areia fina
Redutor de fricção	Diminuir a fricção	Polímeros aniônicos
Gel estabilizador	Reduzir a decomposição térmica	Tiosulfato de sódio
Controlador dos níveis de ferro	Manter o ferro em solução	Ácido acético e ácido cítrico
Surfactante	Reduzir a tensão superficial	Fluorocarbono

Fonte: U.S. Department of Energy, 2004.

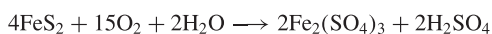
Contudo, a energia nuclear tem vantagens e desvantagens. Entre os pontos positivos estão a geração de energia abundante, a emissão zero de gases estufa e um impacto pequeno na paisagem natural. Entre as desvantagens, além dos acidentes nas usinas de Three Mile Island, nos Estados Unidos, de Chernobyl, na Ucrânia e Daiichi, em Fukushima, no Japão, os quais despertaram o ceticismo acerca da real utilidade desta modalidade energética, os investimentos de capital na construção de uma usina atômica são enormes, comparados aos gastos com usinas termoeletricas. Outro problema grave envolve o descarte de resíduos radioativos, o qual permanece sem uma solução final há mais de 20 anos, apesar da aprovação da Lei de Políticas para Resíduos Nucleares, de 1987. Embora os avanços tecnológicos permitam desenvolver energia nuclear renovável, os estoques de urânio durarão não mais do que 50 anos, com base nas políticas em vigor nos Estados Unidos (Parfit e Leen, 2005).

Ainda que o ^{238}U não seja fissil, o átomo deste isótopo que conseguir capturar um nêutron é transformado em plutônio fissil (^{239}Pu). Esta reação é a base do funcionamento dos reatores regeneradores. A Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos calcula que a transformação do ^{238}U , que é abundante, em ^{239}Pu poderia atender à demanda por eletricidade nos Estados Unidos durante 100.000 anos (McKinney e Schoch, 1998). Entretanto, não há reatores regeneradores em operação naquele país. Problemas de caráter ambiental e o potencial para a proliferação de armas nucleares restringem o desenvolvimento desta fonte de energia nos Estados Unidos. Recentemente, alguns ambientalistas renomados passaram a defender a ideia de que os riscos reais de acidentes nucleares e a geração de resíduos radioativos representam uma ameaça menor, comparada aos perigos de um colapso ambiental irreversível. Esses estudiosos defendem a criação de soluções para os problemas associados a fatores econômicos, de segurança, de armazenagem de resíduos e de proliferação de armas, porque a energia nuclear renovável tem caráter sustentável, ao passo que a energia advinda da queima de combustíveis fósseis não tem esta vantagem (Hileman, 2006).

Os impactos ambientais

Os resíduos gerados pela extração de recursos. A mineração de superfície responde por aproximadamente 52% do carvão extraído em território norte-americano. A mineração subterrânea de carvão gera quantidades relativamente pequenas de detritos rochosos. Já a **lavra em tiras** produz volumes expressivos de resíduos, na forma de pilhas de estéréis*. Até 30 m de estéril pode ser removido para dar acesso ao carvão.

As **bancas de rejeito** resultantes da remoção das pilhas de estéréis ou os **refugos** de minas profundas são fontes de poeira, erosão, poluição atmosférica (quando são queimados) e poluição aquática (causada pela drenagem ácida de minas). O excesso de erosão em terrenos elevados pode elevar os rendimentos relativamente baixos de sedimentos, da ordem de $10 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$ em áreas florestadas, para mais de $11.000 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$, em locais escavados. O carvão residual de baixo valor combustível presente em minas abandonadas profundas ou em bancas de rejeito ignifica devido à combustão espontânea, à queda de raios e às atividades humanas. Estes incêndios são muito difíceis, senão impossíveis, de controlar. As condições inadequadas para a combustão geram elevadas quantidades de particulados e óxidos de enxofre. A poluição de águas superficiais e subterrâneas, chamada de **drenagem ácida de minas (DAM)**, resulta da lixiviação de minas desativadas, de rejeitos e de refugos pela água da chuva. Embora os minerais que contêm sulfetos, como a pirita (FeS_2), por exemplo, não estejam associados exclusivamente ao carvão, eles frequentemente ocorrem em veios carboníferos. Quando exposta à ação das bactérias e da atmosfera, a pirita é oxidada em ácido sulfúrico:



Esta solução entra em cursos de água, conferindo-lhes a coloração vermelha ou amarelada típica da presença de precipitados de ferro. A água ácida é extremamente letal para a vida aquática.

Especialmente nas áreas de escassez de água (como no oeste dos Estados Unidos, por exemplo), a mineração de carvão tem efeitos adversos nos estoques de águas subterrâneas. O lençol freático nos arredores de Decker, no estado de Montana, sofreu redução de 15 m, devido às operações de lavra em tiras (Coates, 1981). Estas operações também afetam as áreas de recarga de aquíferos.

*N. de R.T.: Estéril (rejeito) é o material que não possui o mineral de interesse ou cujo teor está abaixo da concentração econômica.

A degradação ambiental causada pela perfuração em busca de petróleo ou de gás natural é comparativamente pequena, em relação a outras modalidades de extração. Porém, a intensificação da demanda por petróleo e gás natural faz com que áreas mais sensíveis a impactos ambientais comecem a ser exploradas. Curiosamente, a construção de estradas e de outras infraestruturas necessárias na exploração de combustíveis fósseis muitas vezes é mais prejudicial ao meio ambiente do que as práticas de extração em si.

No passado, os derramamentos de petróleo e os vazamentos de tubulações causaram eventos de poluição aquática de consequências dramáticas. Grandes quantidades de gasolina e de outros derivados de petróleo evaporam na atmosfera, contribuindo com a formação do ozônio.

A exemplo da extração de minérios, a mineração de urânio também produz volumes expressivos de resíduos rochosos. Contudo, a principal diferença é que os refugos de urânio quase sempre são radioativos.

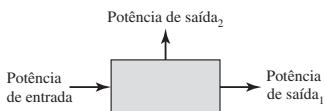
A geração de resíduos na produção de energia. Talvez a geração de resíduos na produção de energia seja um problema ainda mais grave do que a extração de combustíveis fósseis e a operacionalização de usinas nucleares. A queima de combustíveis fósseis emite uma variedade de poluentes atmosféricos, como particulados e os óxidos de enxofre e de nitrogênio. Os teores de enxofre no combustível determinam as quantidades de óxidos de enxofre formados. O carvão é o combustível com os maiores níveis deste elemento e contribui com a maior parte do SO_2 lançado na atmosfera. Por apresentar conteúdos menores de enxofre, o óleo combustível frequentemente é o combustível escolhido como substituto do carvão como forma de reduzir as emissões de SO_2 . Já o gás natural é praticamente isento de enxofre e não produz o óxido. Uma vez que o carvão tem elevado teor de **cinzas** (a matéria mineral que não já não pode ser queimada), ele é uma importante fonte de poluentes particulados. O óleo combustível tem teores reduzidos de cinzas, enquanto no gás natural estas não são encontradas. Todavia, estes combustíveis liberam óxidos de nitrogênio, porque a química da reação de queima não depende do teor deste elemento para ocorrer. Outros poluentes de origem fóssil incluem alguns metais tóxicos, como o mercúrio, por exemplo, que está presente em nível de traço no carvão.

Ainda que a energia nuclear não gere poluentes atmosféricos, o combustível esgotado* é altamente radioativo, e representa um problema de descarte de resíduos sólidos ainda sem solução. No âmbito do destino dado a resíduos sólidos, o enorme volume de cinzas presentes no carvão é outra questão ambiental delicada. Cerca de 30% deste material se depositam como **cinzas de fundo** na câmara de combustão das usinas termoeletricas. O restante, as chamadas **cinzas volantes**, precisam ser captadas pelos equipamentos de controle de poluição. O exemplo abaixo ilustra a dimensão deste volume de cinzas e o espaço que ele ocupa em uma usina termoeletrica movida a carvão.

EXEMPLO 8-4

Uma usina termoeletrica movida a carvão converte perto de 33% da energia obtida do combustível em energia elétrica. Calcule o volume de cinzas gerado em um ano na geração de 800 MW de energia com a combustão do carvão de antracito, cujo poder calorífico inferior é $31,5 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. O teor de cinzas do carvão é 6,9%. A densidade das cinzas é $700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Suponha que 99,5% das cinzas sejam recolhidos pelo equipamento de controle da poluição e se depositem na câmara de combustão.

Solução A solução deste problema começa com um balanço de energia. O diagrama do balanço é mostrado abaixo. Uma vez que a geração de energia é expressa em potência (trabalho por unidade de tempo), a equação do balanço energético deve ser escrita na mesma unidade. No estado estacionário, a equação é:



*N. de R.T.: Combustível esgotado é o urânio empobrecido gerado como sub produto do processo de enriquecimento ou reprocessamento do urânio natural. O termo é utilizado para designar o que resta, depois de removido o isótopo U-235.

Potência de entrada = potência de saída₁ + potência de saída₂

onde a potência de saída₁ é a potência entregue ao sistema de distribuição de energia elétrica, e a potência de saída₂ representa a perda na forma de calor. Com base na definição de eficiência (ver o Capítulo 4):

$$\eta = \frac{\text{potência de saída}}{\text{potência de entrada}}$$

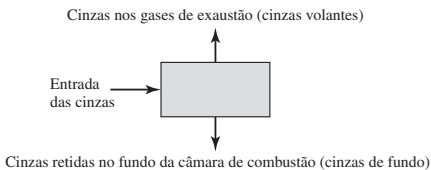
Logo, a energia fornecida à usina é:

$$\text{Potência de entrada} = \frac{\text{potência de saída}}{\eta} = \frac{800 \text{ MW}_e}{0,33} = 2424 \text{ MW}_t$$

onde MW_e é a potência elétrica (em megawatts) e MW_t é a potência termoeletrica (também em megawatts). Convertendo a expressão em megajoules por segundo, temos:

$$(2424 \text{ MW}_t) \left(\frac{1 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}}{\text{MW}} \right) = 2424 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}$$

A quantidade de cinzas é calculada com base em um balanço de massa para o carvão. O diagrama do balanço é mostrado abaixo. No estado estacionário, a equação que descreve o balanço de massa para o carvão é:



Cinzas que entram = cinzas volantes + cinzas de fundo

O volume das cinzas que entram na câmara de combustão é calculado com base na taxa de combustão e no teor original de cinzas do carvão. Utilizando o valor de 31,5 MJ · kg⁻¹ para o poder calorífico inferior do carvão de antracito, obtemos a quantidade de calor necessária:

$$\frac{2424 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}}{31,5 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}} = 76,95 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1} \text{ de carvão}$$

Logo, a entrada de cinzas é:

$$(76,95 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1} \text{ de carvão})(0,069) = 5,31 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}$$

Sabendo-se que a eficiência na coleta das cinzas é 99,5%, a massa de cinzas a ser descartada é:

$$(0,995)(5,31 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}) = 5,28 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}$$

No período de um ano, a quantidade total é:

$$(5,28 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1}) = 1,67 \times 10^8 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O volume de cinzas é:

$$\frac{1,67 \times 10^8 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}}{700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 2,4 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$$

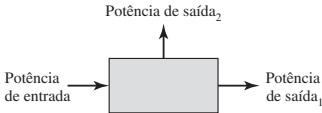
É evidente que o volume de cinzas geradas é expressivo.

A ineficiência da conversão de combustíveis em trabalho é resultado da geração de calor. A poluição térmica de rios é gerada não somente pelas termoeletricas, como também pelas usinas nucleares. O Exemplo 8-5 ilustra o quanto o calor liberado em um curso de água afeta este ecossistema.

EXEMPLO 8-5

Considere a usina termoeletrica descrita no Exemplo 8-4. Supondo que 15% do calor gerado é liberado na chaminé e que 85% precisa ser removido por um sistema de refrigeração a água, calcule a vazão da água de resfriamento necessária para garantir ela tenha uma variação de temperatura da ordem de 10°C. Se a vazão do rio é $63 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e a temperatura da água a montante do ponto de despejo da água de refrigeração é 18°C, calcule a temperatura do rio no ponto em que suas águas estão perfeitamente misturadas à água que sai do sistema de resfriamento.

Solução O diagrama do balanço de energia para a usina termoeletrica é:



No estado estacionário, a equação do balanço de energia é:

$$\text{Potência de entrada} = \text{potência de saída}_1 + \text{potência de saída}_2$$

Do Exemplo 8-2, temos que a potência de entrada = 2424 MW_t, e que a potência de saída é 800 MW_e. Logo:

$$\text{potência de saída}_2 = 2424 \text{ MW} - 800 \text{ MW} = 1624 \text{ MW}_t$$

A perda pela chaminé é dada por:

$$(0,15)(1624 \text{ MW}_t) = 243,6 \text{ MW}_t$$

A água do rio precisa acolher:

$$(0,85)((1624 \text{ MW}_t) = 1380,4 \text{ MW}_t$$

Utilizando a Equação 4-44, obtemos:

$$\frac{dH}{dt} = c_p \Delta T \frac{dM}{dt}$$

onde $dH/dt = 1380,4 \text{ MW}_t$, c_p = calor específico da água (4,186, Tabela 4-3) e ΔT = aumento aceitável na temperatura (10°C). Ao convertermos as unidades, temos:

$$(1380,4 \text{ MW}_t) \left(\frac{1 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}}{\text{MW}} \right) = 1380,4 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}$$

Logo, como $\Delta T = 10^\circ\text{C} = 10 \text{ K}$, resolvemos a Equação 4-44 para dM/dt :

$$\frac{dM}{dt} = \frac{1380,4 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}}{(4,186 \text{ MJ} \cdot \text{Mg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(10 \text{ K})} = 32,98 \text{ Mg} \cdot \text{s}^{-1}$$

Utilizando-se a densidade da água ($1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, ou $1 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$), a vazão volumétrica necessária é:

$$\frac{32,98 \text{ Mg} \cdot \text{s}^{-1}}{1 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}} = 32,98, \text{ ou } 33 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Para encontrarmos o aumento da temperatura do rio, resolvemos a Equação 4-44 para ΔT :

$$\Delta T = \frac{1380,4 \text{ MJ} \cdot \text{s}^{-1}}{(4,186 \text{ MJ} \cdot \text{Mg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1})(63 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3})} = 5,23 \text{ K}, \text{ ou } 5,23^\circ\text{C}$$

Uma vez que a temperatura a montante do ponto de despejo é 18°C, a temperatura a jusante é dada pela expressão:

$$18^\circ\text{C} + 5,23^\circ\text{C} = 23,23, \text{ ou } 23^\circ\text{C}$$

O resultado indica que esta elevação na temperatura da água do rio teria consequências graves para a vida aquática do ecossistema.

TABELA 8-13 O consumo de água na geração de algumas modalidades de energia

Recurso energético	Consumo estimado ($\text{m}^3 \cdot \text{MW}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
Biomassa	1,14–1,51
Carvão	1,14–1,51
Geotérmica	~5,3
Hidroelétrica	5,4
Gás natural	0,38–0,68
Nuclear	1,51–2,72
Térmica solar	2,88–3,48

Fonte: Torcellini et al., 2002; Desai e Klanecky, 2011; U.S. Department of Energy, 2006.

O consumo da água na geração de energia. A geração de energia requer grandes volumes de água. Nos Estados Unidos, a eletricidade gerada a partir de combustíveis fósseis e a energia nuclear exigem $7,2 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de água (Torcellini et al., 2002), o que representa aproximadamente 39% da água captada nos Estados Unidos. A Tabela 8-13 resume a utilização da água na geração de algumas modalidades de energia.

Os efeitos geológicos. A mineração de carvão tem efeitos muito graves para os solos. A lavra em tiras explora cerca de 26 mil hectares de terra a cada ano nos Estados Unidos. Em 1998, a área mineirada utilizando-se esta técnica foi estimada em 400 mil hectares no país (McKinney e Schoch, 1998). As minas subterrâneas são famosas por causarem desmoronamentos, com colapsos súbitos dos túneis e destruindo casas, estradas, a infraestrutura de serviços de abastecimento de energia e de água e as redes de esgoto. Mais de 800 mil hectares de terra sofreram desabamento nos Estados Unidos por conta da mineração subterrânea (Coates, 1981).

Preocupações ambientais não solucionadas. Entre as muitas questões que envolvem a geração de energia, duas se destacam por não terem sido resolvidas: (1) a limpeza da água utilizada na extração do petróleo de areias betuminosas e na recuperação do terreno, e (2) o potencial de contaminação de águas subterrâneas pelo fraturamento hidráulico.

Os processos de beneficiamento das areias betuminosas permitem extrair perto de 90% do betume contido na areia minerada por lavra em tiras e 55% do betume pelo sistema de poços. Após a extração do petróleo da areia, as águas utilizadas e as argilas e areias contaminadas com betume são bombeadas para uma lagoa de rejeitos, onde os sólidos precipitam. A mistura de argila e água contaminadas tem consistência semelhante à do iogurte e, se não for tratada, podem se passar entre 40 e 100 anos antes de suas fases se separarem. A adição de compostos químicos específicos reduz esse tempo para aproximadamente 10 anos. Dos 650 km^2 da província de Alberta minerados até hoje, apenas 1 km^2 foi oficialmente recuperado. Outros 73 km^2 constam como recuperados, embora sem confirmação oficial (Ritter, 2011). A questão permanece sem solução por conta da reação muito tardia das empresas exploradoras em relação aos esforços de recuperação da terra.

O fraturamento hidráulico foi associado à contaminação da água potável no Colorado, em Ohio, em Nova York e na Pensilvânia (Easley, 2011). Entre os contaminantes encontrados está o metano, cuja quantidade dissolvida na água dos poços é suficiente para que ele ignifique. A água que arrasta o metano para a superfície do poço de fraturamento normalmente é despejada na subsuperfície. Essa água contém um ou mais dos fluidos utilizados no processo, listados na Tabela 8-12. Existe a preocupação de que estes contaminantes alcancem os estoques de água subterrânea. Essa questão permanece sem solução, porque não existem dados suficientes para confirmar a fonte dos contaminantes e a relação destes com os poços de fracionamento. Além disso, não existe uma legislação reguladora específica para o problema.

Os recursos energéticos sustentáveis

Os recursos energéticos sustentáveis, muitas vezes denominados **renováveis**, incluem a energia hidroelétrica, a geotérmica, a solar e as formas de energia obtidas com a biomassa (também chamada de biocombustível) e a energia extraída das ondas dos mares. Embora os biocombustíveis e as energias fotovoltaica e eólica respondam por apenas 6% da matriz energética do planeta, o crescimento dessas modalidades avança a taxas entre 17% e 29% ao ano (Hileman, 2006). A eletricidade renovável representava 9% da produção de energia nos Estados Unidos em 2005 (com base nos dados da EIA, 2004, 2005d). Discutiremos algumas dessas formas de energia alternativa, além do hidrogênio renovável, nos parágrafos a seguir. É preciso observar que o consenso entre os especialistas no setor energético é o de que não existe uma solução definitiva, isto é, uma única modalidade energética não é capaz de solucionar nossa demanda por energia no longo prazo. A sociedade terá de aproveitar todas as formas de energia disponíveis.

A energia hidroelétrica. Esta forma de energia explora os princípios físicos mais fundamentais, convertendo a energia potencial da água armazenada em energia cinética de uma queda de água. Esta passa por uma turbina, que por sua vez aciona um gerador elétrico. Diferentemente dos combustíveis fósseis, a energia hidroelétrica é um recurso renovável, já que a água segue o ciclo hidrológico. No passado as cataratas eram utilizadas para gerar esta forma de energia. Hoje as barragens são o método mais empregado para armazenar água e ganhar elevação suficiente para acumular energia potencial. Com base na definição de energia potencial, a quantidade de energia disponível é função da massa de água e da diferença de elevação possibilitada pela elevação do nível da água na barragem.

$$E_p = mg(\Delta Z) \quad (8-10)$$

onde E_p = energia potencial (em J)

m = massa (em kg)

g = aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$)

ΔZ = elevação do nível da água na barragem, em relação à posição da turbina (em m)

Se ignorarmos as perdas de energia devido à fricção, a energia cinética da água em queda é igual à energia potencial. Com isso, temos um método para estimar a velocidade da água em queda. A definição de energia cinética (E_k) é:

$$E_k = \frac{1}{2}mv^2 \quad (8-11)$$

onde v = velocidade da água (em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

Se igualarmos as duas equações, podemos resolver a igualdade para a velocidade:

$$v = [(2g)(\Delta Z)]^{0,5} \quad (8-12)$$

A potência disponível pode ser estimada com base na taxa de realização de trabalho pela água em queda. Esta taxa é dada pela massa de água que se desloca por uma distância igual à altura da do nível da represa em relação à turbina.

$$\text{Potência} = g(\Delta Z) \frac{dM}{dt} \quad (8-13)$$

onde dM/dt = vazão mássica da água (em $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$)

$= \rho Q$

ρ = densidade da água (em $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

Q = vazão da água (em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

O Exemplo 8-6 ilustra como a energia potencial e a potência podem ser estimadas.

EXEMPLO 8-6

A Usina de Hoover, no trecho de divisa do Rio Colorado e os estados do Arizona e de Nevada, é a represa mais alta dos Estados Unidos. O nível da água pode atingir até 223 m, e a capacidade de armazenagem da barragem é de $3,7 \times 10^{10} \text{ m}^3$. Qual é a energia potencial da barragem? Se a descarga máxima for $950 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, qual será a capacidade de geração de energia elétrica?

Solução Supondo que a densidade da água é 1000 kg/m^3 e aplicando a equação da energia potencial, temos:

$$E_p = (3,7 \times 10^{10} \text{ m}^3)(1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2})(111,5 \text{ m}) \\ = 4,05 \times 10^{16} \text{ J, ou } 40,5 \text{ PJ}$$

Observe que as unidades são:

$$\left(\frac{\text{kg} \cdot \text{m}}{\text{s}^2} \right) (\text{m}) = \text{N} \cdot \text{m} = \text{J}$$

e que o nível médio da água na barragem ($223 \text{ m}/2 = 111,5 \text{ m}$) é utilizado no cálculo.

Todavia, parte dessa energia não está disponível. A estimativa prevê que a água está no nível médio da represa, que o reservatório está com sua capacidade máxima e que a altura máxima da água é igual à coluna de água no reservatório (quando, na verdade, a altura máxima da água deve ser considerada em relação à turbina). Além disso, a eficiência na conversão de energia mecânica da água em movimento para girar a turbina e o gerador é menor do que 100%.

A uma vazão igual a $950 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, a capacidade de geração de energia hidroelétrica é:

$$\text{Potência} = (9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2})(223 \text{ m})(1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(950 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) = 2,08 \times 10^9 \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \\ = 2,08 \times 10^9 \text{ W} = 2080 \text{ MW}$$

A capacidade nominal da Usina de Hoover é 2000 MW. Entretanto, a capacidade real gerada pode ser muito menor, por conta da redução do nível de água no reservatório.

Em 2005, os Estados Unidos tinham uma capacidade hidroelétrica da ordem de 77 GW (gigawatts). Esta parcela respondia por algo como 7% da matriz energética do país (EIA, 2006). A maior parte dessa energia é gerada em grandes barragens, como a Usina de Hoover e a de Glen Canyon, no Arizona. Contudo, é pouco provável que outras barragens deste porte sejam construídas nos Estados Unidos no futuro.

A topografia adequada para a construção dessas barragens e o impacto ambiental que tais obras causam não permitem a expansão de projetos futuros. Os reservatórios inundam grandes extensões de terra. Por exemplo, o reservatório de Lake Mead, que contém as águas represadas pela barragem da Usina de Hoover, cobre uma área de 640 km^2 . Os habitats naturais de uma variedade de organismos são destruídos para acomodar esses projetos. Vilarejos, casas e recursos naturais são perdidos. Em muitos casos os reservatórios retêm sedimentos e nutrientes que do contrário escoariam para os ecossistemas a jusante, com a correnteza natural do rio. Outra desvantagem das barragens é que elas alteram parâmetros importante, como os teores de oxigênio dissolvido, a temperatura e a composição mineral da água.

Nos Estados Unidos, a geração de energia hidroelétrica a partir de fontes alternativas é bem representada pelas mais de 70 mil pequenas centrais hidroelétricas espalhadas pelo país. Uma vez que geram quantidades relativamente menores de energia hidroelétrica, a operacionalização dessas centrais nem sempre é viável economicamente.

Os biocombustíveis e a biomassa. Os materiais usados como biomassa na obtenção de energia incluem resíduos diversos, florestas e culturas agrícolas específicas. Nos Estados Unidos, o termo “resíduos” é empregado para descrever restos de madeira, de papel (inclusive sua polpa) e o lixo urbano. Nos países em desenvolvimento, resíduos animais também entram nesta categoria. É interessante observar que nestes países a biomassa pode ser utilizada para gerar até 90% da energia que consomem. Em segundo lugar na lista de fontes de energia renovável, vindo

após a energia hidroelétrica, a queima da biomassa nos Estados Unidos responde por em torno de 2,5% da matriz energética do país (calculado com base nos dados da EIA, 2010b, 2010c). Os impactos ambientais da biomassa podem ser positivos ou negativos. Existe o consenso de que a exploração da capacidade combustível da biomassa, que até pouco tempo atrás era enterrada, está entre as vantagens desta fonte energética. As atividades agrícolas e o uso não sustentável das florestas aniquilam grandes extensões de terra. A erosão e a destruição dos nutrientes no solo têm consequências graves e irreversíveis no longo prazo.

A literatura popular considera o etanol como o único biocombustível em uso no planeta. Contudo, biocombustíveis à base de alquil-ésteres e o 1-butanol também são empregados com essa finalidade. Nos Estados Unidos, o milho é a principal cultura utilizada na produção de etanol. A fermentação é o método mais adotado. Durante o processo, o amido presente nessas culturas é hidrolisado, formando glicose. A reação de hidrólise mais adotada para a geração de biocombustíveis é baseada no uso de ácido sulfúrico diluído e/ou enzimas da classe das amilases. Alguns tipos de leveduras (como *Saccharomyces cerevisiae*, por exemplo) metabolizam anaerobicamente a glicose, produzindo etanol e dióxido de carbono:



A gasolina vendida nas bombas dos postos de combustíveis na verdade é uma mistura com etanol. Com a introdução dos motores **flex**, o teor de etanol adicionado à gasolina pôde ser elevado de 15% para 85%. É o combustível denominado **E85**. Em 2006, menos de 2% da frota de veículos dos Estados Unidos estava equipada para utilizar o E85, existindo apenas 600 postos de combustíveis que comercializavam este combustível no país (Hess, 2006a).*

A soja é a principal cultura utilizada na produção de alquil-ésteres nos Estados Unidos. Já no restante do mundo, é a canola que predomina, com 84% da produção direcionada para a fabricação de biocombustíveis. Os alquil-ésteres são utilizados como aditivos do óleo diesel, ou em substituição total a ele, quando recebem o nome genérico de **biodiesel**. Nos motores a diesel modernos, os alquil-ésteres podem ser misturados ao óleo diesel em qualquer proporção, desde a mistura denominada B1 (que tem 1% de biodiesel e 99% de diesel derivado do petróleo) até a mistura B99. Por conta dos incentivos aprovados pelo Congresso norte-americano, a mistura B20 hoje é a mais popular (Pahl, 2005).

Hoje, o **biobutanol** (1-butanol) está sendo introduzido no mercado como um concorrente do etanol. O etanol atrai água e pode ser corrosivo para tubulações; por essa razão, o transporte aos terminais onde ele é misturado à gasolina precisa ser feito em caminhões, trens ou barcas. Outra vantagem do biobutanol é que ele pode ser adicionado à gasolina em proporções maiores do que as do etanol, sem a necessidade de adaptação dos motores dos carros. O biobutanol também é mais econômico do que a mistura gasolina-etanol (Hess, 2006b).

Um dos biocombustíveis menos utilizado e no entanto mais antigo é o metano, gerado na fermentação anaeróbica de resíduos. Por exemplo, em Lansing, Michigan, o metano gerado em aterros sanitários é utilizado para produzir energia para mais de 4500 lares a cada ano.

Vários problemas cercam o uso de biocombustíveis em substituição aos derivados do petróleo, entre os quais citamos o balanço de energia, o impacto ambiental e a disponibilidade da terra. Os críticos dos biocombustíveis questionam o raciocínio que embasa as políticas de incentivo ao uso do etanol como recurso energético e defendem a tese de que o etanol do milho tem valor energético negativo (Pimentel, 1991). Dito de outro modo, segundo as estimativas, a energia não renovável consumida no ciclo de cultivo do milho e da produção de etanol é maior do que o teor energético do combustível fabricado. Estudos recentes concluíram que as mudanças tecnológicas recentes e o aumento no rendimento das culturas de milho e de soja propiciaram vantagens líquidas em termos de energia (Farrell, Plevin e Turner, 2006; Hammerschlag, 2006; Hill et al., 2006; Shapouri, Duffield e Wang, 2002). Estes estudos revelam que a razão entre a energia gerada pelo etanol do milho e a energia despendida no cultivo e produção do combustível variava entre 1,25 e 1,34. A razão energética para o biodiesel da soja era ainda maior, entre 1,93 e 3,67.

Algumas teses indicam que o uso do etanol como combustível reduz as emissões de CO₂, já que a cultura do milho absorve o gás presente na atmosfera. A mistura denominada E15 poderia

*N. de R.T.: Atualmente, existem 2.678 pontos de venda destes combustíveis nos EUA. (<http://www.afdc.energy.gov/locator/stations/?layout=application&fuel=E85>)

reduzir as emissões de CO₂ da frota de veículos leves dos Estados Unidos (todos os automóveis e caminhões de pequeno porte em circulação no país) em 39%. A conversão de todos os motores para a mistura E85 diminuiria as emissões do gás em 180% (Morrow, Griffin e Matthews, 2006). Porém, as emissões de outros cinco grandes poluentes (monóxido de carbono, material particulado fino, compostos orgânicos voláteis, óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio) são maiores com a mistura E85. As misturas com baixos teores de biodiesel atenuam essas emissões, ao mesmo tempo em que reduzem as emissões dos gases estufa, responsáveis pelo aquecimento global (Hill et al., 2006).

O verdadeiro problema com o uso de biocombustíveis é o limite da produção agrícola. “Ainda que toda a produção de milho e de soja nos Estados Unidos fosse utilizada na produção de biocombustíveis, o volume destes seria suficiente para atender a meros 12% do consumo de gasolina e 6% do consumo de óleo diesel”, segundo Hill et al. (2006). A chave para o uso dos biocombustíveis consiste em descobrir uma cultura sem potencial para a alimentação e capaz de se desenvolver em terras pobres. Uma das espécies vegetais que atende a este critério é o *Panicum virgatum*, planta nativa do Meio-Oeste e das Grandes Planícies dos Estados Unidos. A espécie é uma gramínea perene, que se desenvolve em climas quentes e é cultivada como pastagem ou forragem em terras de pouco valor ou inadequadas para culturas mais exigentes. É tolerante a climas úmidos e secos, requer menos fertilizantes e pesticidas em comparação com o milho e a soja, e gera menos resíduo agrícola. Todavia, a espécie tem a desvantagem de ser celulósica. Isto significa que a produção de etanol ou butanol a partir de sua biomassa, com as tecnologias atuais, não é economicamente viável.

A energia eólica. Basta observar um furacão ou um tornado para termos certeza de que o vento tem potencial energético. As velas náuticas e os moinhos sempre foram utilizados para aproveitar a energia de ventos menos intensos.

A força exercida pelo vento sobre uma placa plana perpendicular ao fluxo é dada pela expressão:

$$F = \frac{1}{2} A \rho v^2 \quad (8-14)$$

onde F = força (em N)

A = área da placa (em m²)

ρ = densidade do ar (em kg · m⁻³)

v = velocidade do vento (em m · s⁻¹)

Substituindo na Equação 8-14 o produto de $A \times$ densidade = massa (m), teremos $F = 1/2 mv^2$, que equivale à definição de energia cinética e que está associada ao movimento do corpo.

Duas características da Equação 8-14 são importantes no desenvolvimento da energia eólica. A primeira, muito conhecida dos marinheiros e refletida na expressão “soltar mais a vela”, diz que quanto maior a área, maior a força capturada. A segunda é menos óbvia: a força é proporcional ao quadrado da velocidade, e a potência (em quilowatts) é proporcional ao cubo da velocidade (força $\times$ velocidade). A velocidade do vento aumenta com a distância do fluxo em relação ao solo. Logo, a eficiência de um moinho aumenta com a distância de suas pás, em relação à base da instalação.

As turbinas eólicas modernas utilizadas na geração de energia elétrica são instaladas em torres com entre 30 m e 200 m de altura. A capacidade individual de uma turbina varia, de 750 kW a 5 MW. Estes valores representam um aumento de quase 10 vezes em relação à potência das turbinas fabricadas 10 anos atrás.

Embora a energia eólica seja benéfica para o meio ambiente, ela não é confiável. Além disso, o som gerado por 50 turbinas não é algo agradável para a maioria das pessoas. Mesmo assim, estima-se que em duas décadas até 12% da demanda mundial por eletricidade possam ser atendidos pela energia eólica. A Europa é líder na geração desta modalidade energética, com quase 35 GW de capacidade instalada. A Dinamarca atende a cerca de 20% de sua demanda energética com a geração de energia eólica (Parfit e Leend, 2005). Aproximadamente 10 GW de capacidade instalada estão em operação nos Estados Unidos. Na última década, o custo da energia eólica caiu, de 18 a 20 centavos de dólar por kWh, para entre 4 e 7 centavos.

A energia solar. A cada 20 dias o Sol irradia na Terra uma quantidade de energia equivalente àquela contida em todo o combustível fóssil do planeta. Este recurso pode ser aproveitado de forma direta (como ocorre nas estufas), passiva (na absorção de radiação solar por massas térmicas) e ativa (na operação de aquecedores solares, células fotovoltaicas e espelhos parabólicos).

Para ser economicamente viável, a energia solar precisa ser coletada em locais com irradiação elevada. Neste quesito, o estado norte-americano do Michigan, por exemplo, não é um cenário ideal. Além disso, em edificações antigas, a instalação de sistemas de energia solar passivos e diretos é muito complexa. O projeto desses sistemas precisa ser realizado simultaneamente com o projeto arquitetônico e estrutural das edificações em que serão instalados. Os sistemas ativos exigem áreas extensas de terra e são muito caros.

Os sistemas fotovoltaicos utilizados na geração de eletricidade são comercializados há mais de 40 anos. Entretanto, eles não gozam de boa aceitação no mercado, por conta dos altos custos e da necessidade de instalar um suprimento de energia secundário (o qual normalmente inclui um grande conjunto de baterias acionadas quando a luz do sol não está disponível). O Japão é líder na implementação de melhorias nesses sistemas há mais de 20 anos. O país foi capaz de reduzir o custo de instalação de \$40 a \$50 por watt gerado, para entre \$5 e \$6. Isso representou uma redução nos custos com eletricidade da ordem de 11 a 12 centavos de dólar por kWh. É uma economia considerável, em comparação com a eletricidade gerada pelas concessionárias japonesas, cotada em 21 centavos por kWh. Nos Estados Unidos, a energia solar custa em torno de 8,5 centavos por kWh, o que a torna pouco competitiva, se não for subsidiada. Os estados da Califórnia e de Nova Jérsei lideram na oferta de subsídios para a energia solar, os quais incluem descontos na instalação e programas regulatórios que exigem que as concessionárias adquiram o excedente energético gerado por consumidores particulares que instalaram algum sistema de captação de energia solar (Johnson, 2004).

Entre 2009 e 2014, o crescimento em nível global das células fotovoltaicas como alternativa energética foi da ordem de 29% anuais. No Japão, a adoção das células fotovoltaicas cresce a uma taxa de 43% ao ano, desde o começo da década de 1990. O país planejava contar com 4,8 GW de capacidade instalada nesta modalidade energética em 2010.

O hidrogênio. Uma célula de combustível barata e resistente é a chave para o uso do hidrogênio como combustível. Um sistema eletrodo-membrana é o principal elemento de uma célula de combustível (Figura 8-14). A membrana trocadora de prótons serve de barreira para o hidrogênio, mas não para os prótons. Ela permite que o catalisador retire elétrons, que energizam um motor elétrico antes de o hidrogênio reagir com o oxigênio para formar água. A maior fonte deste elemento é a água. Em uma situação ideal, o hidrogênio precisa ser separado dela

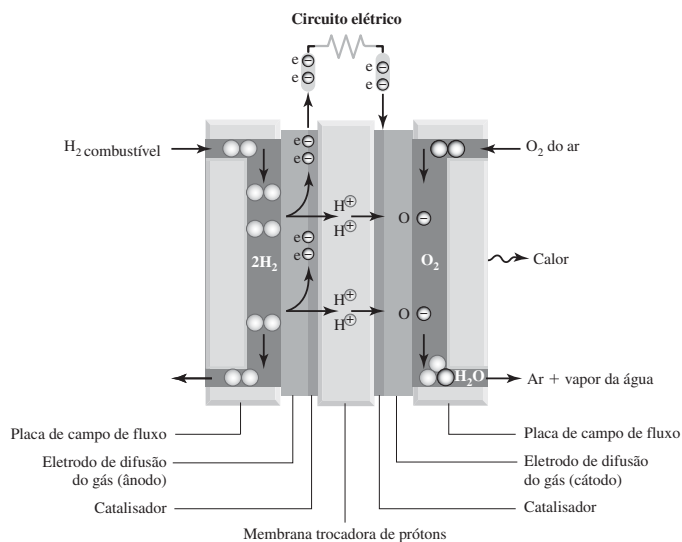


FIGURA 8-14 Sistema eletrodo-membrana entre duas placas de campo de fluxo (este sistema é a base da célula a combustível).

utilizando-se sistemas baseados em fontes energéticas naturais, como as células fotovoltaicas, por exemplo, para gerar a energia.

A indústria automobilística concentra grandes esforços de pesquisa na substituição do petróleo pelo hidrogênio. As células a combustível são uma realidade, mas sua aplicação em automóveis enfrenta diversos obstáculos, entre os quais a necessidade de:

- Reduzir custo das membranas dos atuais \$150 o metro quadrado para um valor próximo da metade (embora \$35 seja considerado o custo mais atraente para o metro quadrado este material).
- Duplicar a vida útil das membranas de 1000 horas para 2000 horas.
- Aumentar a temperatura de operação, que é de 80°C para as células existentes, para 100°C. A umidade relativa deve subir de 25% para 80%.
- Desenvolver um sistema adequado de armazenagem de hidrogênio instalado no próprio veículo.
- Conceber uma infraestrutura para a oferta de hidrogênio semelhante à infraestrutura existente para os derivados de petróleo.

Tais obstáculos não são intransponíveis, mas a substituição dos motores movidos a combustíveis fósseis por motores a hidrogênio não se tornará uma realidade no curto prazo.

A engenharia verde e a conservação de energia

Muitos exemplos demonstram os métodos adotados nas estratégias de conservação de energia. Porém, algumas destas iniciativas não são praticáveis e, portanto, têm importância limitada, já que o impacto que causam se restringe a segmentos pequenos da demanda energética. A Figura 8-15 mostra os principais fluxos energéticos e as áreas em que a conservação de energia pode trazer os melhores resultados. Os vários exemplos selecionados para esta discussão se baseiam na relevância que têm nas engenharias civil e ambiental.

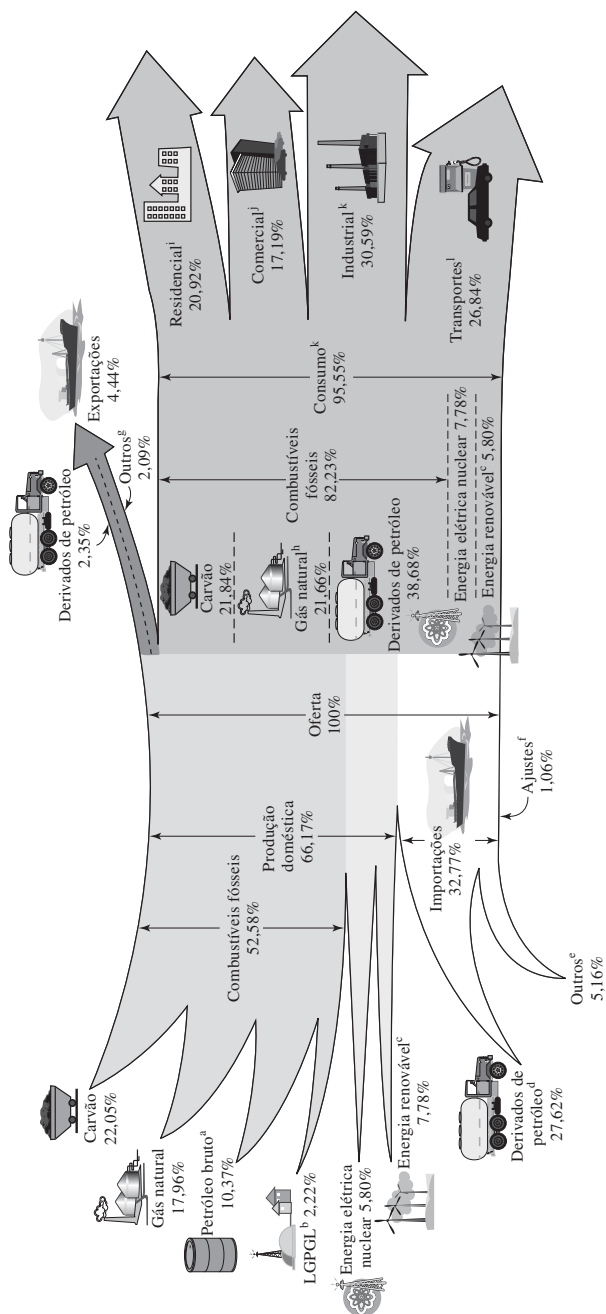
Os incentivos em macroescala. Os motores elétricos consomem metade da energia utilizada nos Estados Unidos (Masters, 1998). Motores grandes e de velocidade constante não são eficientes no consumo de energia. As vazões transportadas por bombas movidas a motores elétricos muitas vezes são reguladas por válvulas, em vez de um sistema de ajuste da velocidade do próprio motor. Com isso, parte da energia elétrica que deveria ser consumida para realizar trabalho é desperdiçada na forma de calor.

As usinas de energia mais antigas raramente têm eficiência maior do que 35%. Isto se deve, ao menos em parte, ao calor desperdiçado e liberado em um rio nas imediações ou em outros corpos hídricos, quando o correto seria reaproveitar esse calor. As usinas elétricas baseadas no conceito de **cogeração** utilizam o calor residual para aquecer edificações, o que melhora a eficiência do consumo de combustível.

Como mostra a Figura 8-15, o setor de transportes responde por 27% da energia consumida nos Estados Unidos. Carros e outros veículos leves utilizam perto de 80% da energia dedicada aos transportes. Muitas melhorias foram implementadas no consumo de combustíveis, como o aumento na quilometragem por litro, por exemplo (de 7,7 km · L⁻¹ em meados da década de 1970, para 11,8 km · L⁻¹ em 1992). Contudo, este aumento na eficiência é anulado pelo crescimento no número de veículos nas ruas. Hoje, o mundo tem mais de 700 milhões de veículos em circulação, número este que cresce perto de 35 milhões ao ano.

Algumas técnicas de economia de energia se baseiam no aumento do número de passageiros por carro. Como incentivo principal a essa medida, em muitas estradas são reservadas faixas exclusivas para carros transportando mais de uma pessoa. Estímulos ao uso de estacionamentos também são fornecidos. Estima-se que, se cada carro transportasse uma pessoa a mais em média, 700 mil barris de petróleo (em torno de 4,3 PJ de energia) seriam economizados a cada dia. O trânsito nas grandes cidades também melhoraria. Todavia, na escala global essas iniciativas têm efeitos muito limitados na redução do consumo de petróleo. É necessária uma grande revolução nos modelos de transporte, como a adoção de bicicletas, por exemplo, para que os benefícios reais se concretizem, antes que seja tarde demais.

A engenharia verde e as edificações. Nos Estados Unidos, as edificações respondem por 42% do gasto energético total e por 68% da energia elétrica utilizada no país (Janes, 2010). Perto



^a Inclui os condensados.
^b Líquidos gerados na produção de gás natural.
^c Energia hidrelétrica convencional, madeira, resíduos, mistura do etanol à gasolina, além da energia geotérmica, solar e eólica.
^d Petróleo bruto e derivados. Inclui as importações para as reservas estratégicas.
^e Gás natural, carvão, coque e eletricidade.
^f Variações no estoque, perdas, ganhos, componentes de mistura e oferta não computada.
^g Carvão, gás natural, coque e eletricidade.
^h Inclui combustíveis gasosos complementares.
ⁱ Derivados de petróleo, incluindo os líquidos gerados na produção de gás natural.
^j Inclui 0,04 quatrilhões de BTUs de coque importado.
^k Inclui 0,34 quatrilhões de BTUs de etanol adicionado à gasolina, o qual é contabilizado como combustível fóssil e energia renovável, mas apenas uma vez no ciclo de consumo, e 0,08 quatrilhões de BTUs em eletricidade importada.
^l Consumo primário, varejo de eletricidade e perdas no sistema elétrico, as quais são cobradas do consumidor final na proporção que cada setor de consumo tem nas vendas. Ver a nota.
Notas: Os dados são preliminares. Os valores são obtidos de informações iniciais, antes de serem arredondados para a publicação. Devido a este arredondamento, os totais talvez não sejam iguais à soma dos componentes.
Fontes: EIA, 2005a, Tabelas 1.1, 1.2, 1.3, 1.4 e 2.1a.

FIGURA 8-15 O fluxo energético, 2005.

de 80% dessa energia é consumida no aquecimento, na refrigeração e na iluminação domésticos. A Tabela 8-14 lista alguns eletrodomésticos comuns e os respectivos consumos de eletricidade.

As equipes de projetos de edificações estão cientes da necessidade de incorporar a engenharia verde em construções novas e na reforma de edificações antigas. Hoje, os sistemas de avaliação de edificações como o Leadership in Energy and Environment Design (LEED) e o Green Globe têm papel importante no trabalho dos engenheiros civis e ambientais. Estes sistemas contribuem com metodologias para a avaliação do desempenho ambiental dos materiais utilizados nas edificações. O desempenho ambiental é medido com base em uma ampla variedade de impactos possíveis, como os efeitos no sistema respiratório humano, o consumo de combustíveis fósseis, a contribuição com o aquecimento global e a redução da camada de ozônio. Tanto o Green Globe como o LEED adotam uma forma de avaliação do ciclo de vida (ACV), a qual atribui créditos para a edificações em termos dos efeitos associados à fabricação, ao transporte, ao emprego e ao descarte dos materiais utilizados na construção. No processo de seleção desses materiais, a ACV também considera o uso de itens necessários para a limpeza ou a manutenção dos materiais utilizados. Além disso, os programas de computador projetados para avaliar alternativas no processo de projeto (como Athena EcoCalculator, www.athenasmi.org), poderão ser utilizados como base de dados de sistemas computacionais mais avançados para a ACV da edificação concluída (Trusty, 2009).

TABELA 8-14 A demanda energética de alguns eletrodomésticos comuns

Eletrodoméstico	Demanda média (W)	Observação
Condicionador de ar		
Central	2000–5000	Depende do tamanho da residência
De janela	750–1200	Depende do tamanho da sala
Secadora de roupas elétrica	4400–5000	
Lavadora de roupas	500–1150	
Computador	200–750	
Lavadora de louças	1200–3600	Depende do aquecimento da água e do ciclo seco (1200 W)
Freezer	335–500	
Exaustor	350–875	Depende do tamanho da casa
Iluminação		
Equivalente incandescente	Fluorescente compacta	A fluorescente compacta tem mercúrio no seu interior
40W	11	
60W	16	
75W	20	
100W	30	
Forno de micro-ondas	1500	
Fogão		
Forno	2000–3500	Depende da temperatura
Queimador pequeno	1200	
Queimador grande	2300	
Refrigerador (com congelador)		
Degelo seco	400	
Degelo comum	300	
Side by side	780	
Televisor		
Comum 27 pol	170	
Comum 32 pol	200	
LCD 32 pol	125	
Plasma 42 pol	280	
Videogame	100	
Aquecedor de água (elétrico)	4000–4500	

A primeira etapa no uso do *EcoCalculator* consiste em selecionar as instruções de montagem de uma das categorias abaixo:

- Colunas e vigas
- Paredes externas
- Fundações e pisos
- Paredes externas
- Andares intermediários
- Telhados
- Janelas

Essas instruções variam muito de produto para produto em uma categoria, especialmente em função das combinações possíveis de camadas e de materiais. Por exemplo, a categoria “parede externa” tem nove tipos básicos, sete tipos de revestimento interno, três tipos de revestimento externo, quatro tipos de isolamento térmico e dois tipos de acabamento interno (Athena Institute, 2010).

A conservação de energia é um elemento importante na concepção do projeto. Por exemplo, os avanços no isolamento de edificações representam uma redução significativa no consumo. Com base na Equação 4-50, percebemos que a efetividade do isolamento térmico é função da condutividade térmica e da espessura do material. O termo mais utilizado no mercado de aquecimento e de condicionador de ar de uso doméstico é *resistência* (R) do material de isolamento, não a condutividade térmica. A resistência é o inverso da condutividade térmica:

$$R = \frac{1}{h_{ct}} \quad (8-15)$$

onde h_{ct} = condutividade térmica

Valores elevados de R indicam que o material tem boas propriedades isolantes. Quando camadas de diferentes materiais são empregadas, a resistência total pode ser estimada com a expressão:

$$R_T = R_1 + R_2 + \dots + R_i \quad (8-16)$$

A resistência dada na Equação 4-50 é:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{1}{R_T} (A)(\Delta T) \quad (8-17)$$

onde A = área superficial (m^2)

ΔT = diferença de temperatura (K)

R_T = resistência (em $m^2 \cdot K \cdot W^{-1}$)

O Exemplo 8-7 ilustra o valor de uma camada adicional de isolamento.

EXEMPLO 8-7

Uma residência típica foi construída na década de 1950 com as camadas de materiais mostradas no diagrama. Calcule a perda de calor com o sistema de isolamento térmico existente e com uma camada adicional de 20 cm de isolamento de fibra de vidro com aditivo ligante orgânico, se a temperatura interna deve se manter em 20°C e a temperatura externa é 10°C

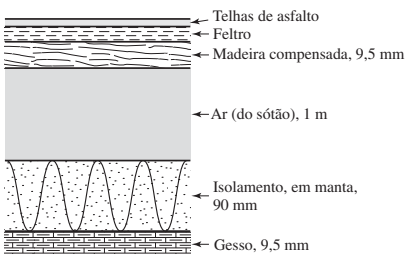


TABELA 8-15 Valores típicos de resistência para alguns materiais da construção civil

Material	$R \text{ (m} \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}\text{)}$	$R \text{ para a espessura informada (m}^2 \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}\text{)}$
Placas		
Gesso, 9,5 mm		0,056
Aglomerado	7,35	
Feltro para construção		
Bicamada (0,73 kg · m ⁻²)		0,21
Vidro		
Simples, 3 mm		0,16
Vidraça dupla, 6 mm de espaço entre as lâminas		0,32
Vidraça tripla, 6 mm de espaço entre as lâminas		0,47
Material de isolamento térmico		
Manta isolante		
Fibra de vidro		
≈90 mm		2,29
≈150 mm		3,32
≈230 mm		5,34
≈275 mm		6,77
Fibra de vidro com ligante orgânico	27,7	
Papel em pedaços	23	
Espuma de poliuretano aplicada por spray	40	
Telhado		
Telha de asfalto		0,077
Estruturas de revestimento, 10 mm		0,058
Alvenaria		
Tijolos	1,15	
Concreto	0,06	
Material para paredes		
Placas de madeira especiais, 11 mm		0,12
Compensado, 9,5 mm		0,10
Alumínio ou aço, em folhas		
Curvas		0,11
Com placa isolante, 9,5 mm		0,32
Com placa isolante, 9,5 mm, folha		0,52
Solos	0,44	
Ar (sem vento), 90 mm		0,4

Fonte: Dados de ASHRAE, *Handbook of Fundamentals*, American Society of Heating and Air Conditioning Engineers (1993).

Solução Os valores de resistência são listados na Tabela 8-15. Considerando-se uma área de 1 m², a resistência total da construção original, em m² · K · W⁻¹, é calculada como:

$R = \text{telha de asfalto} + \text{feltro} + \text{madeira compensada} + \text{ar} + \text{isolamento} + \text{gesso}$

$$= 0,077 + 0,21 + 0,10 + \frac{1000 \text{ mm}}{90 \text{ mm}}(0,4) + 2,29 + 0,056 = 7,18 \text{ m}^2 \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}$$

onde a relação 1000/90 é o número de espaços de ar de 90 mm em 1 m do ar do sótão. Da Equação 8-17, temos:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{1}{7,18 \text{ m}^2 \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}} (1 \text{ m}^2)(20 - 0)$$

$$= 2,79 \text{ W}$$

O isolamento adicional aumenta a resistência térmica. As unidades precisam ser consistentes, por isso multiplicamos o valor pela espessura do isolamento.

$$R = (27,7 \text{ m} \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1})(0,2 \text{ m}) = 5,54 \text{ m}^2 \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}$$

O novo valor da resistência é:

$$R_T = 7,18 + 5,54 = 12,72$$

A perda de calor é:

$$\frac{dH}{dt} = \frac{1}{12,72 \text{ m}^2 \cdot \text{K} \cdot \text{W}^{-1}} (1 \text{ m}^2)(20 - 0) \\ = 1,57 \text{ W}$$

Este valor corresponde a 56% da perda de calor inicial.

A engenharia verde e o funcionamento de edificações. Muitas pessoas acreditam que um edifício seja uma estrutura inerte, mas na verdade eles têm atividades operacionais independentes. Por exemplo, um condomínio residencial tem equipamentos que funcionam mesmo quando os moradores não estão em casa, como sistemas centrais de aquecimento e resfriamento e refrigeradores. Já os prédios comerciais têm computadores e sistemas de aquecimento, ventilação e iluminação que ficam ligados 24 horas, sete dias por semana, independentemente de estarem abertos ao público.

As operações em condomínios residenciais podem ser planejadas considerando-se a redução do consumo energético com base no uso de equipamentos mais eficientes e na regulação dos sistemas de aquecimento e ar condicionado por meio de termostatos que reduzem a operação quando não há pessoas presentes. O desligamento de luzes, de computadores e de televisores na ausência de pessoas no ambiente é outra iniciativa relevante voltada para o uso racional da energia.

Os “edifícios inteligentes”, tanto os comerciais como os governamentais, utilizam sistemas computadorizados e sensores de presença para ajustar a iluminação e sistemas de ventilação e aquecimento. Além disso, a manutenção preventiva regular desses sistemas é uma medida essencial no controle do consumo de energia. Os motores elétricos respondem por metade da eletricidade consumida nos Estados Unidos (Masters e Ela, 2008). Motores superdimensionados para suas tarefas e dotados de velocidade constante aumentam a ineficiência energética. Ventiladores com as pás mal ajustadas reduzem o desempenho dos sistemas de ventilação. Os computadores deveriam ser desligados ao final do expediente, já que os equipamentos deixados no modo “suspend” consomem praticamente a mesma energia utilizada pelos computadores ligados.

A instalação de sistemas inteligentes de medição em residências e prédios comerciais permite que os proprietários tenham acesso a dados em tempo real sobre o consumo de eletricidade e de gás natural (McNichol, 2011). Tais dados têm utilidade no desenvolvimento e na implementação de planos individualizados de conservação de energia nessas edificações.

A engenharia verde e os transportes. Nos Estados Unidos, o setor de transportes responde por 28% do consumo de energia (EIA, 2010e). Os padrões definidos no *Corporate Average Fuel Economy* (CAFE) foram criados em 1975 com o objetivo de aumentar a eficiência dos veículos automotores. A quilometragem por litro de combustíveis para automóveis e caminhões leves produzidos em 2011 foi 10,25 km · L⁻¹. A Lei de Segurança Energética dos Estados Unidos (EISA) de 2007 exige que veículos de passeio alcancem a marca de desempenho de 14,88 km/L em 2020. Além da conservação de energia, a obediência aos padrões CAFE ajudará a reduzir as emissões de dióxido de carbono. Entretanto, os resultados positivos líquidos desta melhoria em eficiência correm o risco de perderem efeito devido ao aumento no número de veículos em circulação.

A reciclagem do asfalto e de materiais de pavimentação à base de concreto permite reduzir o consumo não apenas de matérias-primas, como também de energia. Na incorporação de asfalto reciclado ao asfalto novo, a mistura betuminosa presente naquele é reativada. A reciclagem *in situ* também é adotada para poupar energia nas operações de conserto de estradas. Além disso,

existe a possibilidade de reciclar materiais tão diversos como pneus usados, vidro e mantas térmicas asfálticas na produção de asfalto para pavimentos (NAPA, 2010).

Os pavimentos de concreto também são recicláveis. Além disso, diversos materiais cimentícios suplementares, como as cinzas volantes (ver o Capítulo 12), os cimentos de escória de siderúrgicas, a escória de alto-forno e a microsilica (ACPA, 2007) podem ser empregados em substituição ao cimento Portland ou como aditivos deste.

A engenharia verde, a água potável e as águas residuárias. Em algumas regiões, o consumo de energia representa entre 30% e 50% dos custos associados à operação dos sistemas de abastecimento de água. Já nas estações de tratamento de águas residuárias, a energia responde por entre 25% e 40% dos custos operacionais (Feldman, 2007). O livro *Energy Conservation and Wastewater Facilities* (Schroedel e Cavagnaro, 2010) discute várias técnicas de conservação de energia, algumas das quais serão discutidas nos parágrafos a seguir.

No manejo da água em suas muitas formas, uma boa parte do custo energético é dedicada às atividades relacionadas ao bombeamento. As bombas operam com motores elétricos, e as vazões que fornecem muitas vezes são reguladas por válvulas de controle, não por um sistema de ajuste da velocidade do motor. Isto significa que parte da energia elétrica consumida no bombeamento de fluidos é desperdiçada. Para solucionar este problema, é possível usar bombas movidas a motores de frequência variável, os quais ajustam a velocidade do motor para transportar a vazão necessária em cada caso. É uma medida importante no esforço de poupar energia. Além disso, a substituição de motores e rotores superdimensionados melhora a eficiência de bombas hidráulicas. O uso de sistemas de aeração por microbolhas em lugar dos equipamentos que geram bolhas grandes aumenta o desempenho da transferência de oxigênio, o que permite reduzir as dimensões de motores ou adotar motores de frequência variável (Herberet, 2010). Os sistemas computadorizados de controle utilizados para ajustar a vazão de ar na proporção da vazão e da densidade das águas residuárias é mais uma iniciativa interessante na economia de recursos energéticos (Rogers, 2010).

O controle das dosagens de compostos químicos auxilia a reduzir o consumo de energia (Truax, 2010). Por exemplo, o ajuste da dose da cal utilizada em sistemas de abrandamento (ver o Capítulo 10) para atingir a dureza final de 130 mg/L de CaCO_3 , em vez de 80 mg/L de CaCO_3 , ajuda a reduzir o consumo de minerais e, indiretamente, diminui os gastos de energia relativos à produção e ao transporte destes e ao descarte do lodo gerado.

8-4 OS RECURSOS MINERAIS

As reservas

As reservas estimadas de fósforo e de três metais nos Estados Unidos e no mundo são mostradas na Tabela 8-16. Porém, quanto tempo elas durarão? A resposta a esta pergunta pode ser obtida com base em cálculos semelhantes aos realizados no Exemplo 8-3.

TABELA 8-16 As reservas de alguns metais comuns e de fósforo, nos Estados Unidos e no mundo^a

Mineral	Estados Unidos (Tg ^b)	Canadá (Tg)	Mundo (Tg)
Alumínio	20	N/I	28.000
Cobre	35	8	630
Ferro	2100	2300	87.000
Fósforo	1400	5	65.000

^a Dados de 2010.

^b Tg = teragrama = 10^{12} g

^c N/I = Não informado

Fonte: U.S.G.S., 2011.

EXEMPLO 8-8

Em 2002, a produção mundial de ferro atingiu a marca de 1080 Tg. Supondo-se que a demanda registrada no mesmo ano se mantenha constante, quanto tempo essas reservas durarão? De 2001 a 2002 a produção aumentou 2,85%. Se este aumento permanecer constante, por quanto tempo essas reservas poderão ser exploradas?

Solução Se a demanda permanecer constante (Equação 8-1, com F = reserva mineral), as reservas mundiais poderão ser exploradas durante:

$$\frac{79.000 \text{ Tg}}{1080 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}} = 73,15, \text{ ou } 73 \text{ anos}$$

Se a demanda aumentar a uma taxa de 2,85%, podemos usar a expressão:

$$79.000 \text{ Tg} = 1080 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1} \left[\frac{(1 + 0,0285)^n - 1}{0,0285} \right]$$

Resolvendo para n , temos:

$$(73,15)(0,0285) = (1,0285)^n - 1$$

$$3,085 = (1,0285)^n$$

Aplicando-se o logaritmo nos dois lados:

$$\log(3,085) = \log(1,0285)^n = n \log[1,0285]$$

$$0,4892 = n(0,0122)$$

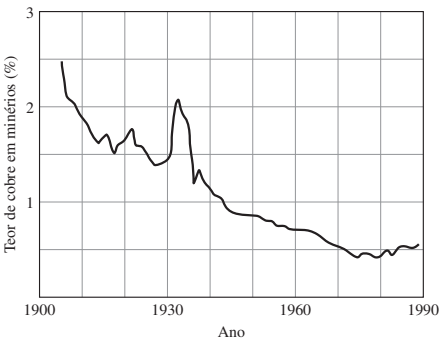
$$N = 40,08, \text{ ou } 40 \text{ anos}$$

Este exemplo demonstra a natureza finita dos recursos minerais do planeta. Contudo, as duas estimativas mostradas incluem uma variedade de hipóteses. Elas assumem que não ocorram avanços tecnológicos, que não se descubram novos minérios, e que (talvez o mais importante) a pureza dos minérios precisa se manter nos níveis de hoje para que sejam economicamente viáveis. De modo geral, é possível utilizar alguns avanços tecnológicos para extrair minérios com grau de pureza reduzido, como mostra a Figura 8-16. Estima-se que, dadas as taxas de crescimento atuais e considerando-se as jazidas de minérios de pureza mínima, as reservas de alumínio, de cobre e de ferro se esgotem em 160, 33 e 78 anos, respectivamente (Ophuls e Boyan, 1992). Além disso, os custos de extração poderão se tornar proibitivos.

O fósforo. Por ser um dos elementos químicos formadores do DNA, o fósforo é essencial a todos os seres vivos. A preocupação com os riscos de escassez deste elemento aumentou no começo do século XXI. No século passado os Estados Unidos produziram um terço do fósforo no mundo. Calcula-se que 17% deste volume tenha sido exportado na forma de rocha de fosfato. O restante foi convertido em fertilizante. Cinco países (China, Marrocos e parte do Saara ocidental, Jordânia, África do Sul e Estados Unidos) controlam 89% das reservas mundiais de fósforo e são responsáveis por 70% da produção anual. Os Estados Unidos pararam de exportar o elemento em 2004. A China adotou restrições à exportação, com uma sobretaxa de 130%. Dadas as taxas de produção atuais, a vida útil das reservas de fósforo nos Estados Unidos é de 40 anos. Assim como as estimativas de energia e outras reservas energéticas, os valores mostrados na Tabela 8-16 não contemplam a descoberta de novas jazidas e as melhorias nos processos de extração (Vaccari, 2011).

Aproximadamente 17% do fósforo utilizado na produção de fertilizantes entra na dieta humana (Cordell e White, 2008). As principais perdas incluem a erosão e a falta de técnicas adequadas de emprego de dejetos animais. A recuperação do fósforo perdido em dejetos animais

FIGURA 8-16 Desde 1905, o teor de cobre no minério extraído nos Estados Unidos caiu, de 2,5% para em torno de 0,5%.



representam a maneira mais eficiente e econômica de conter as perdas do elemento na natureza. Nos Estados Unidos, cerca de metade dos resíduos gerados nas operações de alimentação animal concentrada ficam esquecidos em pilhas acumuladas nas propriedades ou são perdidos quando aplicados em quantidades superiores à capacidade de absorção da terra. A perda de fósforo na aplicação de fertilizantes e os impactos ambientais associados são discutidos no Capítulo 5.

Considerada a parcela de fósforo consumida pelos seres humanos, 86% é excretada. Destes, 40% acabam em aterros sanitários e o restante é despejado em águas superficiais, onde contribuem com a eutrofização.

Os impactos ambientais

A energia. De modo geral, embora um custo seja considerado sobretudo em termos de valores monetários, uma medida mais realista do custo de extração de minérios é representada pela energia necessária nas operações de mineração e de processamento. A Tabela 8-17 dá alguns exemplos dos gastos energéticos com a mineração e a extração de alguns metais comuns. Estes custos não incluem a energia necessária para fabricar o produto metálico final, como a lata de alumínio ou um para-choque metálico.

Estima-se que aproximadamente 1% dos recursos energéticos mundiais sejam empregados na produção de alumínio a cada ano, e que mais de 5% da energia consumida no planeta seja destinada à produção de aço (McKinney e Schoch, 1998).

Os resíduos. Uma vez que as rochas das quais os minerais são extraídos contêm apenas uma fração destes, as quantidades de resíduos rochosos gerados nas operações de mineração são muito altas. Nos Estados Unidos, a produção anual de resíduos de mineração sem capacidade combustível é da ordem de 1,0 a 1,3 petagramas (Pg) (McKinney e Schoch, 1998), o que corresponde a sete vezes a quantidade de lixo municipal gerado nas cidades do país. O exemplo a seguir apresenta um balanço de massa simples para a escavação e o beneficiamento de um minério, e revela porque tamanha quantidade de resíduo rochoso é gerada.

TABELA 8-17 O gasto energético na mineração e no beneficiamento de alguns minérios

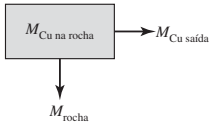
Minério	Pureza (%)	Energia (MJ · kg ⁻¹ do metal)
Alumínio	25	235
Cobre	0,7	74
Ferro	30	3,0

Fontes: Atkins, Hitter e Wiloughboy, 1991; Hayes, 1976.

EXEMPLO 8-9

Calcule a quantidade dos resíduos rochosos gerados na produção de 100 kg de cobre a partir de um mineral contendo 0,5% do elemento.

Solução O balanço de massa do processo é representado pelo diagrama:



A equação do balanço de massa é:

$$\text{Acumulação} = M_{\text{Cu na rocha}} - M_{\text{Cu saída}}$$

No estado estacionário, a acumulação é igual a zero.

Na concentração de 0,5%, a quantidade de cobre no minério é:

$$M_{\text{Cu na rocha}} = (0,005) (M_{\text{rocha}})$$

Esta também é a concentração do cobre produzido, ($M_{\text{Cu saída}}$). Logo:

$$M_{\text{Cu saída}} = (0,005) (M_{\text{rocha}})$$

Uma vez que $M_{\text{Cu saída}}$ é 100 kg:

$$(M_{\text{rocha}}) = \frac{100 \text{ kg}}{0,005} = 200.000 \text{ kg}$$

Este resíduo de rocha não inclui a cobertura do solo (as **pilhas de estéreis**) removidas para expor o veio de minério.

Os resíduos da mineração não se limitam a restos de rocha. As operações de mineração também geram poluentes atmosféricos durante o refino por fusão do minério. Além disso, se este apresenta sulfetos, a água da chuva atravessa as pilhas de rejeitos e se torna ácida. A erosão das pilhas de rejeitos aumenta os teores de sólidos suspensos nos cursos de água próximos. Estes sólidos sedimentam sobre os ovos dos peixes e entopem as guelras destes animais. Estima-se que 16.000 km de cursos de água tenham sido prejudicados pela lixiviação de rejeitos da mineração.

As operações de refino por fusão normalmente liberam dióxido de enxofre e metais pesados voláteis (como o chumbo e o arsênico, por exemplo). Estas operações produzem perto de 8% das emissões de enxofre no mundo (McKinney e Schoch, 1998).

Os efeitos geológicos. Embora o terreno diretamente envolvido nas operações de mineração possa parecer pequeno, ele não é insignificante. Nos Estados Unidos, em torno de 1,3 milhão de hectares (uma área equivalente ao estado de Connecticut) foram afetados pela mineração de superfície (Coates, 1981). Além de não ser um ambiente agradável aos olhos, sem as devidas medidas de recuperação essa terra não é viável como sistema de suporte para recursos renováveis. Em alguns casos, as terras mineradas representam riscos, por conta do afundamento e da subsidência da superfície do solo sob estradas e cidades construídas sobre minas abandonadas. Em muitas minas de superfície, os deslizamentos de terra são um perigo real.

A conservação de recursos

Os diferentes métodos utilizados na conservação de recursos têm características distintas. Alguns são mais eficientes ou permanecem mais tempo, por exemplo. Existe uma hierarquia de metodologias de conservação. A ordem indicada é a redução do consumo, a substituição de materiais e, por fim, a reciclagem.

A redução do consumo. O emprego de matérias-primas nos Estados Unidos e na Europa vem se estabilizando, ou mesmo diminuindo, desde a década de 1970. Parte desta tendência se deve ao fato de a infraestrutura das nações industrializadas do Ocidente ser bem estabelecida. Além disso, estes países atingiram um nível de desenvolvimento no qual grandes obras públicas já não são tão necessárias, em comparação com os países em desenvolvimento. Outro aspecto importante é que as nações desenvolvidas redirecionam suas atividades para os setores de serviço e de bens de consumo de alta tecnologia, os quais requerem volumes menores de matéria-prima. Contudo, essa tendência não é observada nos países em desenvolvimento, onde a demanda por minérios continua alta.

Outras medidas mais pró-ativas para redução do consumo incluem intervenções nos projetos de produtos, na gestão de projetos e na desmaterialização. O desenvolvimento de produtos duráveis e de fácil desmontagem (a qual permite a reutilização de peças após o fim da vida útil do item) contribui com a conservação de recursos. A Alemanha impõe exigências aos fabricantes de veículos automotivos, segundo as quais as montadoras são obrigadas a recolher e reciclar carros velhos. Empresas como a BMW e a Volkswagen redesenharam os projetos de seus carros considerando a facilidade de desmontagem e de reutilização de peças.

Os avanços na gestão de processos aumentam a eficiência e reduzem a geração de resíduos. Essas iniciativas melhoram a economia da produção e diminuem o consumo de matérias-primas.

A desmaterialização é uma estratégia voltada para a redução do tamanho do produto, sem prejuízo ao desempenho deste. Por exemplo, um carro menor e mais leve cumpre a sua função de meio de transporte, mas utiliza menos recursos materiais. A miniaturização no setor de eletrônicos é um exemplo clássico da economia de materiais.

Todavia, a desmaterialização deve ser considerada com cuidado. Em alguns casos, um produto menor e mais leve pode apresentar durabilidade curta. Isso implica o aumento no consumo de recursos, já que o produto com ciclo de vida curto perde a sua função e deve ser substituído por um item novo.

A substituição de materiais. Uma maneira simples de reduzir a demanda por recursos minerais consiste em gerar produtos mais duráveis. Muitas vezes, isso implica a substituição de um material menos durável por um material cuja vida útil seja maior. Um exemplo clássico é a substituição de peças de metais por peças de plástico em automóveis. O plástico não sofre corrosão, o que aumenta a vida útil da carroceria.

Como alternativa, determinado material pode ser usado em substituição a outro quando for capaz de desempenhar a mesma função com mais eficiência. Os cabos de fibra ótica que hoje fazem o trabalho dos antigos cabos de cobre não apenas reduzem o consumo do metal, como também melhoram a qualidade da comunicação.

A reciclagem. A lei da conservação da massa diz que os minerais que extraímos do solo não desaparecem. Embora possam ter sido úteis na fabricação de produtos, os níveis de mineral são conservados. Uma das soluções mais óbvias para o problema da limitação de recursos é a reciclagem. Em 1993, 15,6 Tg de metais foram descartadas nos sistemas de coleta de lixo municipal. O ferro respondia por 76% do total, o alumínio representava 17%. Os esforços de reciclagem vêm aumentando desde o começo da década de 1970. Por exemplo, nos anos de 1999 e 2000, o alumínio reciclado contribuiu com 36% da produção do metal acabado, ao passo que o cobre reutilizado somava 44% da produção (Plunkert, 2001; Zelter et al., 1999). O fato de que apenas 35% do alumínio utilizado tenha sido reaproveitado indica que há espaço para o crescimento da reciclagem deste metal.

As vantagens da reciclagem também se refletem na redução do consumo energético. Por exemplo, a energia necessária para produzir lingotes de alumínio a partir do metal reciclado é apenas $5,1 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, comparados com os $235 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ consumidos na produção do metal a partir do minério.

Entretanto, a reciclagem tem limites de caráter prático. Na natureza e na ciência, o segundo princípio da termodinâmica nunca é violado. A cada ciclo de uso, parte do material sofre algum tipo de deterioração ou de perda por transformação. O desgaste natural resulta na perda de parte do metal por corrosão, por abrasão em nível microscópico ou até por dissipação (como ocorre com corantes, tintas, cosméticos e pesticidas, por exemplo). Algumas etapas do processo de recuperação, como a compactação, a moagem e a fusão também causam perdas.

A quantidade de metal disponível ao final de cada ciclo de recuperação pode ser estimada por uma reação de consumo de primeira ordem:

$$\frac{dM}{dn} = -kM \quad (8-18)$$

onde dM/dn = variação da massa do metal por ciclo de recuperação (kg/ciclo)

k = constante de decaimento (ciclo^{-1})

M = massa recuperada no ciclo anterior (kg)

A solução da equação gera:

$$M = M_0 e^{-kn} \quad (8-19)$$

onde M = massa recuperada (kg)

M_0 = massa inicial (kg)

k = constante de decaimento (ciclo^{-1})

n = número de ciclos

EXEMPLO 8-10

Suponha que você consiga acompanhar o percurso de uma lata de refrigerante feita de alumínio e pesando 16 g. A perda de material em cada ciclo de recuperação é 10%. Qual é a quantidade de alumínio novo que precisa ser adicionada à massa da lata para substituir a perda ao final da terceira etapa de reciclagem?

Solução A constante de decaimento não é conhecida, mas pode ser calculada com base em hipóteses. Para o primeiro ciclo, a quantidade de massa recuperada é 90% da massa original (100 – 10% de perda). Portanto:

$$\frac{M}{M_0} = 0,90 = e^{-kn}$$

onde $n = 1$

Aplicando-se o logaritmo natural nos dois lados da expressão acima e resolvendo k :

$$\ln(0,90) = \ln[e^{-k(1)}]$$

$$-0,1054 = -k(1)$$

$$k = 0,1054 \text{ ciclo}^{-1}$$

A massa aproximada restante ao final do terceiro ciclo é:

$$\begin{aligned} M &= M_0 e^{-kn} = (16 \text{ g}) \exp[(-0,1054)(3)] \\ &= (16 \text{ g})(0,7290) = 11,664 \text{ g} \end{aligned}$$

A massa de alumínio novo que deve ser adicionada para substituir a massa perdida ao final do terceiro ciclo é:

$$16 \text{ g} - 11,664 \text{ g} = 4,336 \text{ g, ou } 4,3 \text{ g}$$

Outra maneira de expressar os limites da reciclagem consiste em estimar a massa equivalente de metal quando este é reciclado infinitas vezes. O mesmo raciocínio pode ser aplicado quando ele é recuperado por um número finito de ciclos. No primeiro caso, o equivalente de massa é expresso por uma soma de séries:

$$\sum_{k=0}^{\infty} M_k = M_0 + M_0 f + M_0 f^2 + \dots + M_0 f^n = \frac{M_0}{1-f} \quad (8-20)$$

onde M_0 = massa inicial (kg)

f = fração recuperada

n = número de ciclos

e $0 < f < 1$ e $n = \infty$

No segundo, a soma das séries é:

$$\sum_{k=0}^n M_k = M_0 + M_0 f + M_0 f^2 + \dots + M_0 f^{n-1} = \frac{M_0(f^n - 1)}{f - 1} \quad (8-21)$$

onde f não é igual a 1 e $n < \infty$.

EXEMPLO 8-11

Qual é a massa equivalente de alumínio economizada se a lata de refrigerante no Exemplo 8-10 é reciclada um número infinito de vezes?

Solução Utilizando os dados do Exemplo 8-10 e a Equação 8-20, temos:

$$\sum M_k = \frac{16 \text{ g}}{1 - 0,90} = 160 \text{ g}$$

8-5 OS RECURSOS GEOLÓGICOS

O estoque energético

O solo atua como local de armazenagem de energia. A principal fonte energética é o sol. A fotossíntese captura esta energia, que é devolvida ao solo por diferentes trajetos, como a queda de material vegetal, o desenvolvimento das raízes das plantas, os ciclos de vida dos animais e a oxidação de alguns minerais por microrganismos. O aporte energético no solo é utilizado em reações envolvidas na cadeia alimentar e nas transformações dos componentes da terra realizadas pelos microrganismos.

A produção das plantas

Por conta da diversidade e das muitas aplicações dos solos, os recursos destes não podem ser avaliados com uma única medida comparável aos parâmetros utilizados para aferir as reservas de minerais ou de energia. Contudo, a estreita relação mantida entre o solo e as plantas, além de nossa dependência destas, permite utilizar as terras cobertas por florestas e o potencial agrícola como indicadores dos recursos existentes no solo. Outras ferramentas, como o potencial das florestas, os habitats em ecossistemas e uma ampla gama de outros instrumentos de base são usados na avaliação de recursos geológicos.

As estimativas dizem que a área coberta por florestas no globo é de $40 \times 10^6 \text{ km}^2$. A América do Norte, a América do Sul e a Rússia têm, cada uma, perto de $8 \times 10^6 \text{ km}^2$ destas florestas. Em 1996, este valor correspondia a uma média de 0,7 hectare de floresta por habitante (WCMC, 1998). Nos Estados Unidos, a área florestada se mantém constante, nos níveis da década de 1920, e, a cada ano, o número de árvores plantadas ultrapassa o de árvores derrubadas (U.S. Forest Service, 1999). Em contrapartida, estima-se que os recursos florestais do planeta serão reduzidos a 0,46 hectare por pessoa no ano 2025 (WCMC, 1998). Infelizmente, as principais perdas florestais ocorrerão em áreas com os menores índices de cobertura florestal.

A terra **arável** é aquela que pode ser cultivada. A terra produtiva é composta pela terra considerada arável e pela que não tem esta qualidade mas pode ser utilizada para o pastejo de animais. A área total de terra no planeta é de aproximadamente 13×10^9 hectares (Tabela 8-18). Cerca de metade desta terra é formada por desertos, pântanos ou montanhas e, portanto, não é arável. Aproximadamente 25% da terra serve de suporte à vegetação utilizada como pastagem para animais, não sendo adequada para o cultivo agrícola (Brady, 1990).

Como podemos avaliar as reservas do solo como recurso? Em termos de terra cultivada por pessoa (ver a Tabela 8-18), a terra com potencial de arabilidade ocupa uma área maior do que o dobro das extensões cultivadas hoje. Em termos de consumo, a quantidade de terras agrícolas usadas na produção de grãos caiu, de 0,23 hectare por pessoa em 1950, para 0,13 hectare por pessoa em 1998, apesar de a população mundial ter dobrado neste período. Esta redução resulta

TABELA 8-18 A população e a terra cultivada, por continente

Continente	População (milhões, 2001 ^a)	Área (10 ⁶ hectares)		Terras cultivadas ^c	Terras cultivadas (hectare por pessoa)
		Total ^b	Potencialmente arável ^b		
África	823	2966	733	183	0,22
Ásia	3277 ^d	2679	627	455	0,14
Oceania	31	843	154	48	1,55
Europa	729	473	174	140	0,19
América do Norte	486	2139	465	274	0,56
América do sul	351	1753	680	139	0,40
Rússia e região do Mar Báltico	460	2234	356	232	0,50
Total	6157	13.087	3189	1471	0,24

^a Bureau of Census, U.S. Department of Commerce (estimativa de 2002).

^b President's Science Advisory Committee Panel on World Food Supply, 1967.

^c *World Resources*, uma publicação do International Institute for Environment and Development and World Resources Institute, Washington D.C., 1987.

^d A Ásia não inclui a Rússia e os países na região do Mar Báltico.

da introdução de práticas agrícolas mais eficientes, como a fertilização mineral, o cultivo de variedades especiais de plantas e a aplicação de pesticidas e herbicidas. No cenário de pior caso, isto é, na hipótese de que não ocorrerão outros avanços na melhoria do **rendimento** das culturas (a colheita obtida por hectare) e de que o crescimento populacional mantenha o ritmo atual, toda a terra arável do planeta terá sido cultivada em 2050 (Meadows, Meadows e Randers, 1992).

Ao lado da dificuldade de se avaliar as reservas do solo como recurso natural, existe a questão da sustentabilidade. Seremos capazes de prosseguir com as práticas agrícolas adotadas hoje, sem destruir o meio ambiente?

8-6 OS PARÂMETROS DA SUSTENTABILIDADE DO SOLO

Os principais parâmetros do solo que influenciam o crescimento das plantas são a oferta de nutrientes, a acidez, a salinidade (especialmente em solos áridos e semiáridos), a textura, a estrutura e a profundidade disponível para o desenvolvimento das raízes. Estes aspectos são discutidos nos parágrafos abaixo, no contexto da sustentabilidade.

A ciclagem de nutrientes no solo

Existem 16 elementos químicos sem os quais as plantas não se desenvolvem: C, H, O, N, P, S, Ca, Mg, K, Cl, Fe, Mn, Zn, Cu, B e Mo. Os 10 primeiros são considerados **macronutrientes**, os demais são **micronutrientes**. O carbono, o hidrogênio e o oxigênio são abundantes na atmosfera e na hidrosfera. Por esta razão, não causam preocupação no contexto da sustentabilidade. Os principais elementos limitantes no crescimento das plantas são o nitrogênio, o fósforo, o potássio e o enxofre. Destes, o nitrogênio normalmente é o mais importante.

O fluxo de nutrientes é constante entre o solo (que atua como estoque inorgânico), os organismos vivos nele (a biomassa) e os resíduos e dejetos destes seres (o armazenamento orgânico). O nitrogênio é retirado da atmosfera e fixado pelo solo e pelas bactérias que colonizam os nódulos radiculares das plantas. O elemento também pode se encontrar dissolvido como íon amônio na água da chuva. Estas são as duas únicas fontes de nitrogênio externo. O restante é suprido na forma reciclada a partir da degradação do material vegetal morto e dos dejetos de animais. Este processo cíclico é representado na Figura 8-17. Se uma lavoura é cultivada e os produtos vegetais como folhas, caules, raízes e frutos são removidos, o nitrogênio precisa ser repostado por fertilização, para que a plantação se mantenha sustentável para o desenvolvimento das plantas. As culturas plantadas em solos abertos perdem produtividade com rapidez, dentro de 2 a 3 anos (Courtney e Trudgill, 1984). Na ausência de um sistema radicular eficiente, a rápida lixiviação do nitrogênio

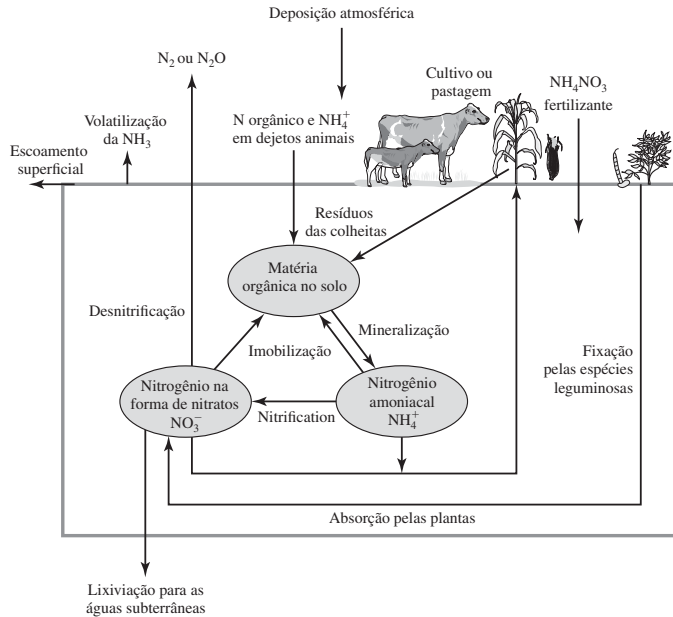


FIGURA 8-17 O ciclo do nitrogênio no ecossistema do solo.

afeta a eficiência dos fertilizantes e aumenta o custo com estes insumos. O exemplo mais emblemático deste problema é visto nas florestas tropicais da América do Sul, da África Central e do Sudeste Asiático, onde a agricultura de subsistência promoveu o desmatamento e as queimadas para a abertura de grandes extensões de terra para o cultivo agrícola. As cinzas fornecem alguns nutrientes capazes de manter as culturas por algum tempo, mas as finas camadas do solo, as baixas capacidades de troca catiônica e as fortes chuvas removem macro e micronutrientes. O caráter de subsistência da atividade agrícola nessas regiões impede os gastos com fertilização mineral.

Os processos de ciclagem também ocorrem para o fósforo (Figura 8-18), o qual é disponibilizado na decomposição da matéria orgânica e nos minerais do solo. Em solos muito lixiviados, a ciclagem às vezes é a única fonte do elemento. Em solos alcalinos ele está presente como fosfato

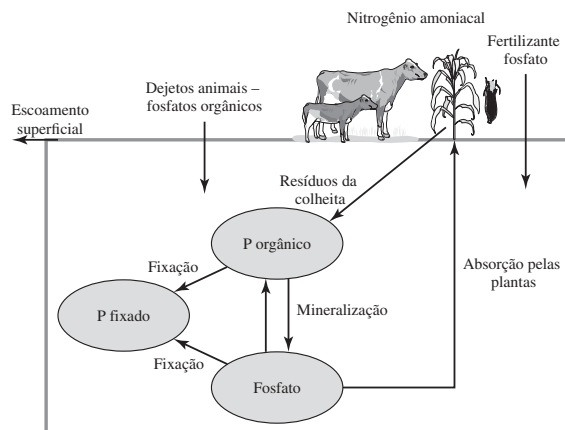


FIGURA 8-18 O ciclo do fósforo no ecossistema do solo.

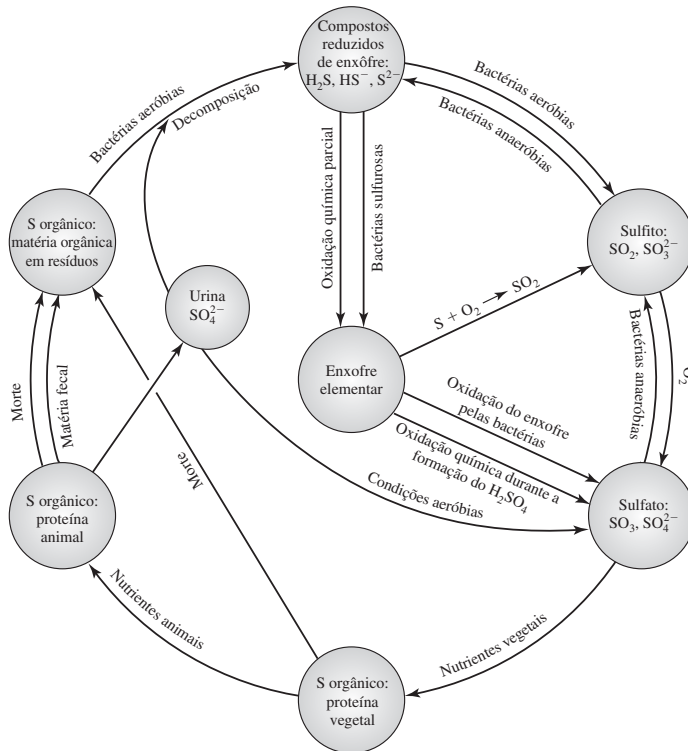


FIGURA 8-19 O ciclo do enxofre.

de cálcio. Já em solos ácidos o fósforo ocorre como fosfatos de alumínio e de ferro. A disponibilidade de compostos de fósforo depende do pH. Na maioria das vezes, estas substâncias estão disponíveis em solos com pH neutro.

O potássio é um dos elementos disponibilizados pela intemperização dos minerais. O teor de potássio disponível em solos lixiviados na verdade está restrito aos ciclos orgânicos.

Algumas semelhanças entre os ciclos do enxofre e do nitrogênio são mostradas na Figura 8-19. Os dois elementos se encontram sobretudo na fração orgânica do solo, e dependem da ação das bactérias para sofrerem transformações.

A acidez do solo

A ciclagem eficiente depende, entre outros fatores, de valores de pH do solo que favoreçam a atividade da fauna e a decomposição da matéria orgânica por bactérias e fungos. Contudo, quando estes valores de pH não são adequados, a matéria orgânica se acumula, e não libera os nutrientes que contém. A acidez da massa folhosa descartada pelas plantas pode exercer um efeito expressivo no pH do solo.

As culturas têm diferentes níveis de tolerância ao pH. Por exemplo, a alfafa, a beterraba, algumas espécies de trevinho, a alface, a ervilha e a cenoura se desenvolvem melhor em solos alcalinos (pH 7 a 8). A cevada, o trigo, o milho, o centeio e a aveia têm maior desempenho em solos com pH próximo ao neutro (pH 6,5 a 7,5). Já as batatas preferem solos ácidos (pH 5) (Courtney e Trudgill, 1984). Os mecanismos que definem a capacidade de adaptação de muitas espécies vegetais às variações na acidez do solo não são bem compreendidos. Entretanto, a tolerância à toxicidade do alumínio parece ser importante em solos ácidos, ao passo que a capacidade de absorver o ferro tem papel especial nos cultivos em solos alcalinos.

A salinidade do solo

A **osmose** é definida como o transporte espontâneo de um solvente de uma solução diluída para uma solução concentrada através de uma membrana semipermeável, como a parede celular de uma planta, por exemplo, a qual impede a passagem do soluto, mas permite o fluxo do solvente. Na maioria dos tipos de solo, a osmose auxilia a transferência de água da terra para o interior das células das plantas.

Em solos salinos, a concentração de sais é elevada e o gradiente é invertido: as plantas murcham, porque a absorção de água é inibida. Os solos **salinos**, também chamados de solos **salinos brancos** devido à crosta salina clara característica que formam, têm excesso de sais solúveis, sobretudo cloretos e sulfatos de sódio, de cálcio e de magnésio. Estes sais são facilmente lixiviados pela água, que tem concentrações reduzidas dessas substâncias. Os solos **salinos-sódicos** contêm grandes quantidades de sais solúveis e teores de sódio elevados o suficiente para prejudicar a maioria das espécies vegetais. Diferentemente dos solos salinos, a lixiviação eleva o pH do solo e libera o sódio, o qual dispersa os colóides minerais, reduzindo a permeabilidade. A lixiviação destes solos salino-sódicos leva à formação de solos **sódicos**, os quais não apresentam quantidades elevadas de sais. Os efeitos prejudiciais destes solos são resultado da liberação do sódio, que é tóxico para as plantas e acarreta alterações estruturais na terra.

Os efeitos do sal nas plantas variam de espécie para espécie. A cevada, a beterraba, o algodão e a cana-de-açúcar têm boa tolerância a solos salinos. Já o centeio, o trigo, a aveia e o arroz têm tolerância intermediária. A laranja, a toranja, o feijão e algumas espécies de trevo não toleram a substância (Courtney e Trudgill, 1984).

Em regiões áridas e semiáridas, nas quais a evapotranspiração excede a precipitação, os estoques de umidade do solo normalmente não são suficientes para sustentar o crescimento vegetal. A irrigação tem papel óbvio no esforço de contornar essa deficiência hídrica. Com taxas elevadas de evaporação, os sais presentes na água são deixados para trás à medida que a água evapora. Logo, a irrigação em áreas com taxas elevadas de evaporação na verdade pode elevar a salinidade do solo. Quando a água é captada de um rio e usada para irrigar uma lavoura, ela percola no solo e retorna para o curso de água, podendo ser usada outra vez a jusante. Este uso cíclico da água eleva os níveis de sais em solução e, com o tempo, acarreta a salinização do solo.

A salinidade do solo é um fator limitante da produção agrícola mundial em 50% das terras irrigadas. Nos Estados Unidos, o problema afeta cerca de 30% das terras que recebem algum tipo de irrigação (Jacoby, 1999). Nestas terras, a sustentabilidade das colheitas é motivo de preocupação.

A textura e a estrutura

Os grupos de partículas de argila, de silte e de areia presentes no solo se unem, formando **agregados**. Sem estes, os solos teriam poucos poros disponíveis para o ar, a água e o crescimento das raízes das plantas.

Um dos processos essenciais na formação dessas estruturas é a floculação da argila. As partículas de argila dispersas encontram-se separadas umas das outras por camadas individuais de cátions – normalmente o sódio. Partículas floculadas de argila ficam ligadas por outros cátions, especialmente o cálcio. O cultivo em solos ricos em sódio é difícil, pois as partículas de argila dispersas são muito compactas e, portanto, densas.

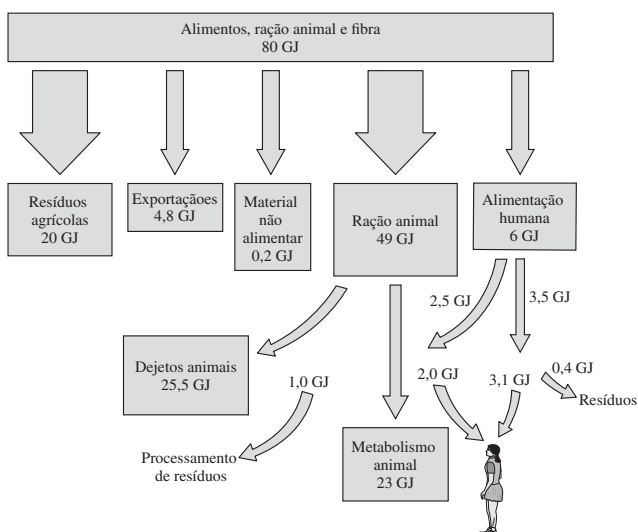
8-7 A CONSERVAÇÃO DO SOLO

A gestão dos solos

A eficiência de determinado solo na produção de uma cultura agrícola é função das técnicas de gestão de solos adotadas. Tais técnicas vão muito além da mera aplicação de fertilizantes. Outros atributos do solo, como a estrutura, a drenagem e o teor de matéria orgânica também precisam ser gerenciados.

A fertilidade do solo. A **lei dos mínimos de Liebig** diz que o crescimento de uma planta depende da quantidade de nutrientes disponíveis. Por exemplo, um solo com teores abundantes de nitrogênio não será produtivo, a menos que a oferta de água seja elevada. Como vimos, a nutrição vegetal exige quantidades suficientes de macro- e de micronutrientes. Cada nutriente tem um nível ótimo, capaz de promover o crescimento máximo da cultura. A deficiência em

FIGURA 8-20 Diagrama simplificado do fluxo energético da cadeia alimentar nos Estados Unidos (em bilhões de joules). A elevada proporção de energia presente em dejetos animais é mostrada.



determinado nutriente prejudica o desenvolvimento das plantas, ao passo que teores excessivos podem ser tóxicos. Nos sistemas naturais, os nutrientes extraídos do solo são devolvidos a ele na forma de material vegetal morto. Quando os restos da colheita são removidos, o suprimento de nutrientes no solo é interrompido, e a qualidade nutricional é afetada. Logo, para manter a fertilidade do solo é essencial fornecer nutrientes por outros meios.

Durante séculos os dejetos animais foram utilizados como fertilizante, sinônimos de sucesso e estabilidade na agricultura. Estes dejetos devolvem matéria orgânica e nutrientes vegetais ao solo, além de retornarem uma parcela elevada de energia na forma de luz solar captada pelas plantas (Figura 8-20). Embora os fertilizantes minerais que contêm nitrogênio, fósforo e potássio forneçam os principais macronutrientes, estes não bastam para o crescimento vegetal. O retorno da matéria orgânica tem papel importante na manutenção da estrutura do solo.

A rotação de culturas e a observância de períodos de alqueive são técnicas consagradas na produção agrícola sustentável. A rotação de leguminosas que estabelecem relacionamentos simbióticos com os microrganismos fixadores de nitrogênio eleva o estoque deste elemento no solo. O alqueive, período no qual a vegetação rasteira espontânea tem tempo de se desenvolver, ajuda a terra a recuperar o teor de matéria orgânica, a qual pode ser incorporada ao solo por aragem.

Há casos em que a aplicação de calcário no solo ajuda a manter a fertilidade. A aplicação repetitiva de fertilizantes nitrogenados eleva a acidez do solo. Alguns processos de decomposição também deixam o solo mais ácido. Além de realizar o ajuste do pH, o calcário reduz a toxicidade dos elementos-traço, melhora a estrutura do solo e aumenta a disponibilidade de cálcio com função nutriente para plantas e organismos que vivem na terra.

A forma e a estabilidade estrutural. A forma define a compactação e o espaço destinado aos poros no solo, os quais permitem a aeração e a retenção de água. A estabilidade determina a maneira como as estruturas se comportam durante as operações de aragem da terra.

A matéria orgânica, o carbonato de cálcio, os hidróxidos de alumínio e de ferro e a sílica atuam na cimentação dos grãos do solo e aumentam a durabilidade destes. Nos solos úmidos, este “cimento” se desfaz com facilidade, e a estrutura perde estabilidade. Os solos siltosos são particularmente suscetíveis à deterioração estrutural, porque as partículas não estão coesas o bastante e não são grossas o suficiente para impedir a compactação.

A adição de dejetos animais e de calcário ajuda a formar estruturas mais estáveis. Em alguns casos, como nas argilas siltosas, por exemplo, a drenagem tem o potencial de melhorar a estabilidade. O fator mais importante é o momento em que a cultura é iniciada. A época ideal ocorre quando o excesso de água foi drenado, o que confere ao solo a estrutura e a consistência necessárias para resistir, sem se fragmentar, às forças aplicadas nele durante as atividades agrí-

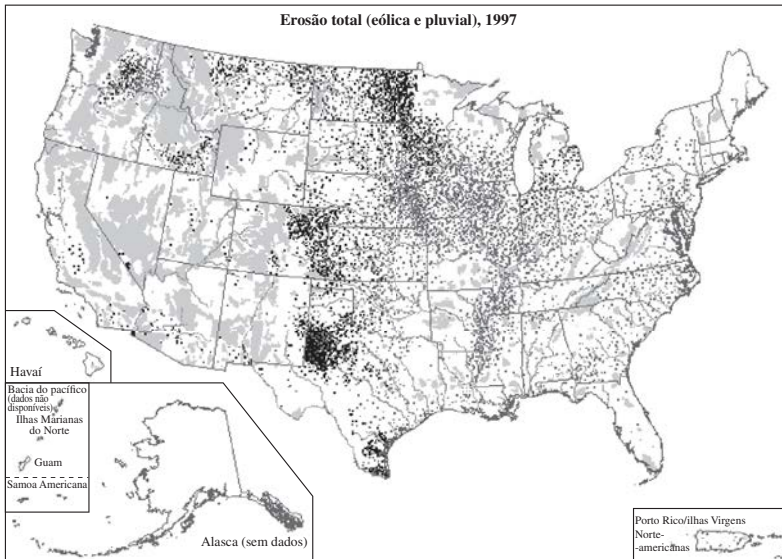


FIGURA 8-21 Erosão pluvial e eólica (em toneladas americanas) em terras cultivadas e reservas ambientais. Os pontos cinza indicam 181 Gg (200.000 toneladas americanas) de terra deslocada por erosão pluvial, em um ano. Os pontos azuis representam a mesma quantidade de terra deslocada por erosão eólica.

colas. A limitação na área cultivada também é importante na redução da compactação causada pelo uso de equipamentos agrícolas. A alteração da estrutura de solos arenosos e argilosos por conta da adição de teores elevados de matéria orgânica não causa preocupação, já que estes solos são mais resistentes às forças geradas no manuseio.

A erosão

A **erosão** é definida como o transporte do solo pela água e pelo vento. Embora a erosão geológica seja o mecanismo de formação dos depósitos sedimentares, a erosão de curto prazo causada por atividades antropogênicas é prejudicial, já que afeta a fertilidade do solo devido à remoção das camadas superiores ricas em nutrientes. “Nenhum fenômeno geológico é tão destrutivo quanto a erosão” (Brady, 1990).

A erosão do solo devido à exploração exagerada de pastagens e terras agrícolas é um problema grave nos Estados Unidos. Estima-se que 1,7 Pg de solo tenha sido perdido para a erosão nas terras cultivadas e nas reservas do *Conservation Reserve Program* (CRP)* do país. Este cenário se traduz em prejuízos econômicos da ordem de mais de \$27 bilhões anuais, dos quais \$20 bilhões são devido à reposição de nutrientes e \$7 bilhões são atribuídos à perda de água e de solo erodido.

Além das consequências econômicas para os fazendeiros, a erosão exerce forte impacto no meio ambiente, sobretudo na forma de:

- Poluição de lagos e cursos de água com nutrientes, sobretudo o fósforo, e com compostos químicos lavados com o solo
- Inundações acarretadas pelo assoreamento de canais de drenagem
- Acúmulo de sedimentos em terras úmidas, a qual causa problemas ambientais graves ou a perda de habitats

*Nos Estados Unidos, extensões de terras agrícolas são reservadas pelo governo federal no intuito de reduzir a erosão e o excesso de produção, além de melhorar a qualidade ambiental e os habitats da vida selvagem. O programa fornece apoio financeiro aos agricultores como compensação pela interrupção no cultivo destas terras.

- Assoreamento de reservatórios, a qual reduz a capacidade destes.
- Assoreamento de portos e cursos de água. O custo da dragagem de portos e canais nos Estados Unidos foi estimado em \$1 bilhão ao ano.

A perda anual média de solos em terras cultiváveis é 16,4 Mg/hectare. O nível máximo tolerável, sem prejuízo à produtividade do solo, é de aproximadamente 11 Mg/hectare (Brady, 1990).

O potencial da água e do vento de erodir terras cultiváveis é significativo. A erosão pluvial é resultado dos escoamentos superficiais. Quando uma gota de chuva cai no solo, ela rompe os agregados neste. A chuva que cai em terrenos inclinados escorre, arrastado consigo os grãos de solo pelo caminho. A erosão eólica ocorre em regiões de baixa precipitação. O fenômeno é comum sobretudo em períodos de estiagem. Diferentemente da erosão pluvial, a erosão eólica normalmente não tem relação com o declive do terreno afetado.

Como mostra a Figura 8-21, nos Estados Unidos a erosão pluvial se concentra no chamado Cinturão do Milho e nas Planícies Meridionais. A erosão eólica é comum no Oeste e nas Planícies Setentrionais e Meridionais. Os dois tipos de erosão causam a perda de grandes volumes de solo de terras agrícolas. Em 1997, a quantidade de terra deslocada em terras aráveis devido à erosão pluvial e à erosão eólica foi de quase 1,0 Pg/ano e 0,75 Pg/ano, respectivamente.

Como mostra a Figura 8-22, as práticas de conservação adotadas nas duas últimas décadas representam uma redução significativa na quantidade de terras aráveis perdidas para a erosão. A implementação ampla de estratégias de cultivo focadas na preservação do solo está entre os fatores que mais contribuíram para esta melhoria. O cultivo convencional rompe a massa de resíduos agrícolas das plantações anteriores, enterrando-os e, com isso, criando um solo estéril e vulnerável à erosão. O cultivo realizado com foco na conservação do solo consiste em deixar ao menos uma parte dos resíduos de colheitas anteriores na superfície do solo, os quais atuam como camada de proteção. Além de preservar o solo contra a erosão, este húmus ajuda a conservar a água do solo. Porém, o cultivo conservacionista da terra tem desvantagens, como a maior dependência de herbicidas para o controle de ervas daninhas. Outras práticas adotadas, entre as quais o cultivo em terraços e em relevo, além da rotação de culturas, ajudam a reduzir a erosão pluvial. O desvio dos escoamentos de água para áreas menos sensíveis à erosão também é útil na diminuição dessas perdas.

As medidas adotadas para controlar a erosão eólica em terras cultiváveis incluem a agricultura conservacionista, o plantio de espécies vegetais que atuem como quebra-vento e o cultivo perpendicular à direção do vento dominante (o que permite que os sulcos atuem como obstáculo, retendo o solo soprado pelo vento). A erosão em pastagens e em terras agrícolas pode ser atenuada com a adoção de uma série de iniciativas, entre as quais a mais importante é o controle do número de animais. A definição de um limite para a população de animais de criação em uma propriedade rural permite que as áreas utilizadas para o cultivo de forragem se recuperem enquanto os estoques são consumidos. Para se alcançar o máximo de produção sustentável, as plantas precisam de um intervalo de descanso, a fim de reporem as próprias reservas. O número de herbívoros deve ser controlado com rigor, sobretudo durante as estiagens, já que as plantas podem sofrer com o pastejo intensivo em períodos de maiores dificuldades climáticas. A distribuição adequada de animais é outra ferramenta útil na gestão de pastagens. As cercas podem ser utilizadas para dividir as áreas de pastejo. Já em fazendas grandes, onde os animais pastam livres, uma das técnicas mais eficientes consiste em providenciar pontos de acesso à água em locais estratégicos. Alguns fazendeiros melhoram a distribuição dos animais com a disponibilização de cochos de sal e de suplementos minerais como forma de atrair o rebanho para outras áreas.

A erosão pluvial. A erosão é função do trabalho realizado para romper o solo agregado e deslocar as partículas geradas no processo. Este trabalho é realizado pela energia cinética da água corrente e das gotas de chuva que caem em solos desprotegidos. A energia armazenada nas gotas de chuva é pelo menos 200 vezes maior do que aquela contida na água em movimento (White, 1979). A energia dos pingos aumenta com a massa destes e com o quadrado de sua velocidade final, ao atingirem o solo. Os dois fatores são funções da intensidade da chuva (Figura 8-23).

Os principais fatores que aceleram a erosão foram incluídos na **equação universal de perda de solo (EUPS)**:

$$A = (R)(K)(LS)(C)(P) \quad (8-22)$$

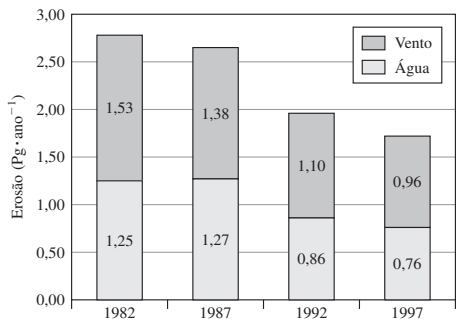


FIGURA 8-22 As erosões eólica e pluvial em terras cultiváveis e em áreas contempladas pelo Conservation Reserve Program nos Estados Unidos entre 1982 e 1997.

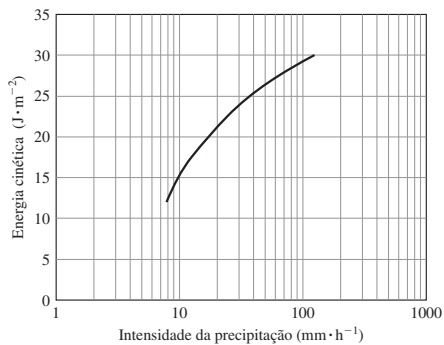


FIGURA 8-23 A energia cinética da chuva como função da intensidade da precipitação.

onde A = perda de solo prevista ($\text{Mg} \cdot \text{hectare}^{-1}$)
 R = índice de erosão pluvial
 K = fator de erodibilidade do solo
 LS = fator topográfico, o qual é função do comprimento L (em m) e da inclinação S (em %)
 C = fator de gestão de culturas
 P = fator das práticas conservacionistas

O índice de erosão pluvial é função da intensidade e do total da precipitação. Os valores médios anuais nos Estados Unidos são mostrados na Figura 8-24.

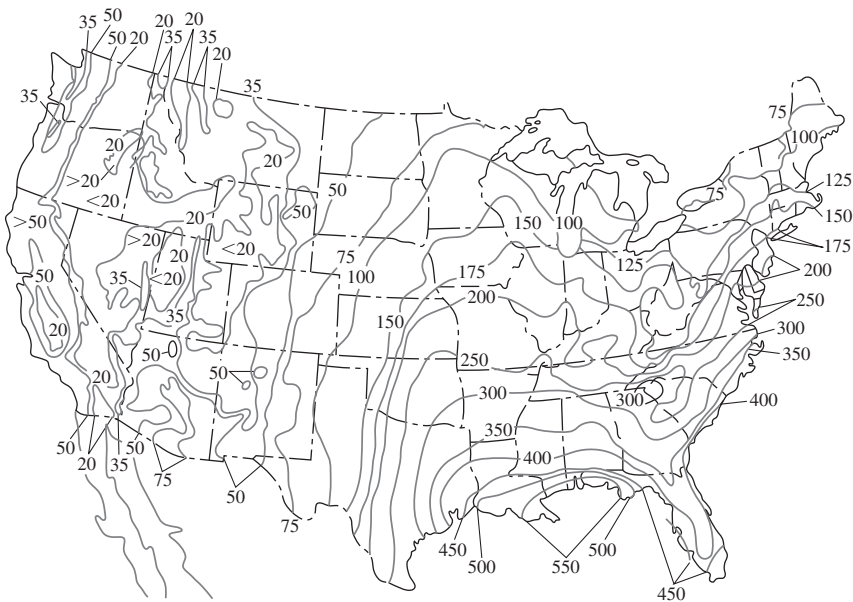


FIGURA 8-24 Valores médios anuais do índice de erosão pluvial nos Estados Unidos. Observe os valores elevados em partes do leste e os valores comparativamente menores no oeste.

TABELA 8-19 Valores de *K* calculados para solos em estações de pesquisa sobre a erosão

Solo	Fonte dos dados	<i>K</i> calculado	Solo	Fonte dos dados	<i>K</i> calculado
Greda siltosa de Dunkirk	Geneva, NY	0,69 ^a	Greda siltosa do México	McCredie, MO	0,28
Greda siltosa de Keene	Zanesville, OH	0,48	Greda arenosa de Cecil	Clemson, SC	0,28 ^a
Greda de Lodi	Blacksburg, VA	0,39	Greda arenosa de Cecil	Watkinsville, GA	0,23
Greda siltosa e arenoso de Cecil	Watkinsville, GA	0,36	Areia gredosa de Tifton	Tifton, GA	0,10
Greda siltosa de Marshall	Clarinda, IA	0,33	Greda siltosa macia de Bath com pedras superficiais (removidas as pedras com mais de 5 cm)	Arnot, NY	0,05 ^a
Greda siltosa e argilosa de Hagerstown	State College, PA	0,31 ^a			
Silte de Austin	Temple, TX	0,29			

^a Avaliado com base na adoção de período de alqueive contínuo. Os outros valores foram calculados utilizando-se dados de cultivos em fileiras.

Fonte: Reproduzido com permissão de Wischmeier e Smith, 1978.

TABELA 8-20 Valores do fator topográfico (*LS*)^a para algumas combinações de comprimento e inclinação do terreno

Inclinação (%)	Comprimento (m)				
	15,35	30,5	45,75	61,0	91,5
2	0,163	0,201	0,227	0,248	0,280
4	0,303	0,400	0,471	0,528	0,621
6	0,476	0,673	0,824	0,952	1,17
8	0,701	0,992	1,21	1,41	1,72
10	0,968	1,37	1,68	1,94	2,37
12	1,280	1,80	2,21	2,55	3,13

^a Observe que o fator aumenta com a inclinação percentual e o comprimento do terreno.

Fonte: Wischmeier e Smith, 1978.

O fator de erodibilidade do solo é baixo em solos nos quais a água infiltra prontamente. Alguns valores de *K* são mostrados na Tabela 8-19.

O fator topográfico inclui os efeitos da inclinação e do comprimento do terreno na velocidade do escoamento da água. Em tese, para um aumento de 100% na velocidade de determinado escoamento de água, as partículas deslocadas, a massa transportada e o poder erosivo são 64, 32 e 4 vezes maiores, respectivamente, em relação aos valores mensurados, considerando-se a velocidade inicial do escoamento. Os valores do fator topográfico de algumas combinações de comprimento e inclinação do terreno são listados na Tabela 8-20.

O valor de *C* indica a influência dos sistemas de cultivo na perda do solo. Ele depende da cultura, do estágio de crescimento desta, do método de cultivo e de outros fatores de gestão. A Tabela 8-21 dá alguns valores de *C*.

O fator das práticas conservacionistas reflete as vantagens do cultivo em relevo, em fileiras e outros métodos semelhantes (ver a discussão nos próximos parágrafos). A Tabela 8-22 lista alguns valores de *P*.

TABELA 8-21 Fator de gestão de culturas (C) para diferentes sequencias de cultivo no norte de Illinois^a

Sequência de culturas ^b	Cultivo convencional ^c		Cultivo mínimo		Sem cultivo	
	Resíduo restante	Resíduo removido	Quantidade de resíduo (kg)		Quantidade de resíduo (kg)	
			458–907	908–1816	458–907	908–1816
Soja, sem interrupção (S)	0,49	–	0,33	–	0,29	–
Milho, sem interrupção (M)	0,37	0,47	0,31	0,07	0,29	0,06
M-S	0,43	0,49	0,32	0,12	0,29	0,06
M-M-S	0,40	0,47	0,31	0,12	0,29	0,06
M-M-S-GP-C	0,20	0,24	0,18	0,09	0,14	0,05
M-S-GP-C	0,16	0,18	0,15	0,09	0,11	0,05
M-M-GP-C	0,12	0,16	0,13	0,08	0,09	0,04

^a Observe o efeito preponderante dos sistemas de cultivo e da manutenção da cobertura do solo. Os valores diferem ligeiramente dos de outras áreas, mas os princípios ilustrados são válidos.
^b Abreviaturas: M = milho; S = soja; GP = grãos pequenos (trigo ou aveia); C = campina.
^c Aragem realizada na primavera; supõe que o rendimento do milho é elevado.
Fonte: Walker, 1980.

TABELA 8-22 Valores de P para campos cultivados em terraço relativos ao gradiente de inclinação

Inclinação	Fator de relevo	Fator de cultivo em fileiras
1–2	0,60	0,30
3–8	0,50	0,25
9–12	0,60	0,30
13–16	0,70	0,35
17–20	0,80	0,40
21–25	0,90	0,45

Fonte: Wischmeier e Smith, 1978.

EXEMPLO 8-12

Utilizando a equação universal de perda de solo, calcule a perda anual de solo em uma fazenda na região central do estado de Indiana, a qual tem uma greda siltosa de Marshall com inclinação igual a 2% e comprimento médio do terreno inclinado de 91,5 m. O terreno é cultivado sem a observação de períodos de alqueive. O fazendeiro utiliza o cultivo convencional em todo o terreno, e não retira os resíduos de colheitas anteriores.

Solução Utilizando a Figura 8-24, escolhemos o índice de erosão pluvial 175. O valor de *K* é 0,33 (Tabela 8-19), *LS* é 0,280 (Tabela 8-20) e *C* é 0,37 (Tabela 8-21). Uma vez que o fazendeiro cultiva todo o terreno, em fileiras ascendentes e descendentes, o valor de *P* é 1,0.

Logo, a perda de solo é:

$$A = (R)(K)(LS)(C)(P)$$
$$= (175)(0,33)(0,280)(0,37)(1,0) = 5,98, \text{ ou } 6 \text{ Mg} \cdot \text{hectare}^{-1}$$

A erosão eólica. As rajadas de vento erguem as partículas de solo. Se o diâmetro efetivo destas partículas é menor do que 0,06 mm, elas são transportadas pelo vento, permanecendo suspensas por período indeterminado. As partículas entre 0,06 mm e 0,2 mm são lançadas subitamente ao ar, retornando ao solo em uma trajetória reta. Ao caírem, colidem com o solo e são lançadas para o alto outra vez, ou se chocam com outras partículas, transferindo a estas a energia cinética que estocam, e então se acomodam no solo. Este processo é chamado de **saltação**. Já as partículas com entre 0,2 mm e 1 mm de diâmetro são arrastadas ou roladas pela superfície do solo. O movimento causado pela saltação responde por mais de 50% da erosão eólica (White, 1979). Partículas maiores do que 1 mm presentes na superfície do solo auxiliam as partículas menores a se protegerem da erosão. Logo, com o tempo, à medida que as partículas menores são sopradas pela superfície, as maiores são expostas e a extensão da erosão causada por ventos “normais” é reduzida. Este fenômeno tem importância especial nos ambientes desérticos, que não possuem cobertura vegetal. Além disso, ele explica porque os veículos *offroad* são tão prejudiciais aos desertos: a passagem destes carros afeta o equilíbrio natural desses ambientes, devido à remoção da camada protetora composta de partículas maiores.

As medidas de conservação. Diversos métodos de controle da erosão pluvial foram desenvolvidos com base na equação universal da perda de solo. Um deles consiste na criação de níveis, os quais permitem reduzir a inclinação do terreno cultivado e a extensão deste exposta a escoamentos superficiais. Esta operação é realizada com o arado, ao longo de linhas de elevação idêntica. A técnica substitui a lavoura ascendente e descendente do terreno inclinado em fileiras retas. O rodízio de culturas também é útil, especialmente quando alterna culturas que demandam lavoura mais intensa, como o milho, e culturas que não requerem o trabalho na terra, como o feno, por exemplo. Outra medida útil é a administração do plantio voltada para a redução do fator da gestão de culturas (C) com a redução ou mesmo a eliminação das operações de lavoura direta no solo.

A erosão eólica é mais difícil de controlar. Os quebra-ventos ajudam a reduzir a velocidade do vento e a encurtar a pista* do vento, mas o método mais eficiente consiste em manter uma cobertura vegetal saudável e conservar a umidade do solo.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações.

1. Compare a definição de desenvolvimento sustentável da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento com a definição de economia sustentável.
2. Explique a diferença entre recursos renováveis e não renováveis.
3. Explique o “problema humano” em termos compreensíveis para um grupo de legisladores.
4. Defina vulnerabilidade em termos de sustentabilidade em um cenário de mudança climática.
5. Liste três ingredientes essenciais para se alcançar uma capacidade adaptativa elevada para a sustentabilidade em um cenário de mudança climática.
6. Defina engenharia verde.
7. Explique por que as inundações representam uma ameaça à sustentabilidade.
8. Compare a capacidade das comunidades norte-americanas e bengalis na manutenção de uma economia sustentável em uma inundação.
9. Cite dois programas da engenharia verde adotados para atenuar a perda de vidas e os danos causados pelas inundações.
10. Elabore um diagrama e explique a relação entre as quatro definições de estiagem.
11. Defina o índice PDSI (*Palmer Drought Severity Index*) e explique o significado do valor -4 para ele.
12. Explique por que as estiagens são uma ameaça à sustentabilidade.
13. Explique a diferença entre o planejamento da resposta às estiagens e o planejamento e a implementação de um plano de economia de água.
14. Explique por que a detecção e o conserto de vazamentos são essenciais na conservação da água.

*Distância viajada pelo vento sem obstáculos orográficos ou vegetais.

15. Descreva três impactos ambientais da mineração de carvão.
16. Defina os termos drenagem ácida de minas, cinzas de fundo, resistência térmica e cogeração.
17. Descreva os dois métodos de extração do petróleo de areias betuminosas.
18. Descreva dois impactos ambientais da extração de petróleo de areias betuminosas.
19. Descreva o processo de fraturamento hidráulico na extração de gás natural.
20. Descreva dois dos possíveis impactos ambientais do fraturamento hidráulico.
21. Descreva quatro alternativas ao uso de combustíveis fósseis.
22. Cite três métodos de conservação de recursos minerais, com um exemplo de cada.
23. Descreva três impactos ambientais das operações de mineração.
24. Defina os termos intemperismo, reserva mineral, lavra em tiras, pilha de estéreis, rejeitos, bancas de rejeitos, desmaterialização.
25. Cite dois cenários em que o solo é considerado um recurso.
26. Descreva o papel dos itens listados na determinação da sustentabilidade do solo: ciclagem de nutrientes, e acidez salinidade, textura e estrutura do solo.
27. Explique a Lei dos Mínimos de Liebig no contexto da produção agrícola.
28. Cite três técnicas empregadas para conservar a fertilidade do solo.
29. Cite duas técnicas empregadas para conservar a estrutura e a forma do solo.
30. Descreva duas medidas para reduzir a erosão pluvial.
31. Defina terra arável, macronutriente, micronutriente, osmose, solos salinos, solos sódicos, cultivo em terraço, cultivo em fileiras e saltação.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

32. Estime a população no futuro ou a taxa de crescimento populacional, com base nos dados adequados.
33. Supondo que você tenha as informações necessárias, calcule os parâmetros listados: o tempo até a exaustão de um recurso energético sob demanda constante, o tempo até a exaustão de um recurso mineral ou energético com crescimento na demanda, a massa da reserva mineral, e a demanda anual.
34. Realize o balanço de energia em uma termoeletrica ou outra usina movida a combustíveis fósseis.
35. Realize o balanço de energia em uma usina hidroelétrica.
36. Realize o balanço de energia em uma edificação com sistemas de aquecimento ou refrigeração.
37. Realize o balanço de massa das operações de mineração.
38. Calcule a massa recuperada ao final de cada ciclo de recuperação de um material.
39. Realize uma estimativa da massa equivalente de um material reciclado um número finito e infinito de vezes.
40. Estime a massa de ácido sulfúrico produzida de um minério com determinada concentração de pirita.
41. Realize os balanços de carbono, de nitrogênio e de fósforo para o solo.
42. Calcule a perda de solo com a erosão pluvial, utilizando a Equação Universal da Perda de Solos (EUPS).

EXERCÍCIOS

- 8-1** Segundo as estimativas, se os níveis de consumo no ano de 2004 se mantiverem, as reservas de petróleo do mundo serão esgotadas em 37,5 anos. Calcule o consumo mundial em 2004.

Resposta: $176 \text{ EJ} \cdot \text{ano}^{-1}$

- 8-2** A eficiência de uma usina termoeletrica movida a carvão típica é de aproximadamente 33%. Supondo que todo o carvão no Exemplo 8-3 fosse utilizado para gerar eletricidade (o que não ocorre), calcule a duração do estoque de carvão quando a eficiência sobe para 40%.
- 8-3** Determine o pH da água do rio Tiogar, em Mansfield, Pensilvânia. Existe algum indício de contaminação com drenagem ácida de minas? (Realize uma pesquisa na Internet. Consulte o website <http://waterdata.usgs.gov/nwis>, na caixa de pesquisa de dados “Real Time”).

- 8-4** Para reduzir o volume de cinzas descartadas, planeja-se utilizar o carvão extraído em uma região no oeste dos Estados Unidos em substituição ao carvão do Exemplo 8-4. O teor de cinzas do novo carvão é 4,0%, e o poder calorífico inferior é $23,6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$. A ideia faz sentido? Calcule o volume de cinzas produzido pela usina termoeletrica descrita no Exemplo 8-4.

Resposta: $1,84 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$

- 8-5** Um projeto prevê a substituição da torre de resfriamento de passagem única do Exemplo 8-5 por uma torre de resfriamento por evaporação. Qual é a vazão de água a ser captada do rio para compensar a perda evaporativa de água na nova torre?

- 8-6** Uma casa construída na década de 1950 tem $14,86 \text{ m}^2$ de vidraças simples. Calcule a perda de calor da casa com estas vidraças e com a instalação de (a) vidraças duplas e (b) triplas. Suponha que as temperaturas interna e externa sejam 20°C e 0°C , respectivamente.

Resposta: vidraça simples = $1,86 \times 10^3 \text{ W}$; vidraça dupla = $9,29 \times 10^2 \text{ W}$

- 8-7** Uma lâmpada fluorescente compacta de 25 W gera luz equivalente a uma lâmpada incandescente de 100 W. A população dos Estados Unidos foi estimada em cerca de 305 milhões de habitantes. Calcule a quantidade de carvão necessária para manter acesa uma lâmpada incandescente de 100 W por pessoa, pelo período de um ano, e a quantidade de carvão poupada se fosse utilizada a lâmpada fluorescente de 25 W. O poder calorífico inferior do carvão é $28,5 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ e a eficiência das termoeletricas é 33%.

- 8-8** O laboratório de informática de uma universidade tem 32 computadores. Cada computador consome 400 W de energia, a maior parte da qual é perdida como calor. Supondo que 100% da demanda por energia elétrica seja perdida como calor, calcule a energia desperdiçada em um ano, sabendo que os computadores ficam ligados durante as 8 horas em que não há aulas no laboratório durante a madrugada. (Observe que os computadores no modo “suspend” consomem praticamente a mesma energia utilizada quando estão em ligados.)

Resposta: 135 GJ

- 8-9** Um pesquisador estima que as jazidas de alumínio se esgotarão dentro de 156 anos, se não houver um aumento na produção do metal. Qual é a demanda anual do alumínio, com base nesta estimativa?

Resposta: $160 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$

- 8-10** Entre 1996 e 2002, a produção mundial de alumínio aumentou a uma taxa de 3,8% ao ano. Com base neste valor, calcule a demanda anual no ano de 2010, sabendo que a produção do metal em 1996 foi de $20,8 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$.

- 8-11** Em 2004, os Estados Unidos produziram $54,9 \text{ Tg}$ de ferro a partir de um minério com teor de 63,0% do metal. Calcule a quantidade de resíduos de rocha gerados na mineração, considerando que a produção permanecerá constante até a exaustão das jazidas do país.

Resposta: 3330 Tg, ou 3,33 Pg

- 8-12** Com a exaustão de minérios com alto teor de metais, materiais menos ricos são usados na produção de metais. Um pesquisador acredita que a quantidade de resíduos rochosos aumenta exponencialmente com a diminuição da riqueza do minério.

(a) Suponha que você esteja produzindo 100 kg de um metal. Calcule a massa de resíduos rochosos gerados para cada quilograma de metal produzido a partir de minérios contendo 50%, 25%, 10%, 5% e 2,5% do metal.

(b) Escreva a expressão geral do cálculo realizado no item (a). Ela é uma exponencial?

- 8-13** Se a constante de consumo na extração de um metal é $0,0202 \text{ ciclo}^{-1}$, qual é a extração percentual em cada ciclo?

Resposta: 98%

- 8-14** Em torno de $1,6 \text{ Mg} \cdot \text{ano}^{-1}$ de alumínio são utilizados na fabricação de latas de refrigerante nos Estados Unidos. Se 63% deste montante é recuperado e reciclado anualmente, qual é a massa equivalente do metal, na hipótese de um número infinito de ciclos?

8-15 A Equação 8-19 pode ser utilizada para estimar a massa recuperada ao final de determinado ciclo. A Equação 8-16 é válida para calcular a massa equivalente após determinado número de ciclos. Utilize a Equação 8-14 para calcular a massa recuperada após cada um dos três ciclos da lata de refrigerante do Exemplo 8-8. Compare a resposta com o valor obtido com a Equação 8-16.

Resposta: No terceiro ciclo, $M_{\text{total}} = 39,0 \text{ g}$; $M_K = 43,3 \text{ g}$

8-16 Em 2004, o Serviço Geológico dos Estados Unidos estimou que a reciclagem do metal atendia a 29% da demanda. Se a demanda total se mantiver em $2,6 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$ (o valor de 2002), quantos anos serão necessários até as reservas norte-americanas do metal se esgotarem?

Resposta: $T_s = 46,42$, ou 46 anos

8-17 Qual é a taxa de reciclagem percentual do cobre necessária para dobrar o tempo até a exaustão das jazidas do metal, se a demanda permanecer constante no valor de 2002 ($2,6 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$)?

8-18 Qual é a taxa de reciclagem percentual do cobre necessária para dobrar o tempo até a exaustão das jazidas do metal, se a demanda aumentar a uma taxa de 1,0% ao ano, com base na demanda constante do ano de 2002 ($2,6 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$).

8-19 Na reciclagem do cobre, qual é o tempo necessário até a exaustão das jazidas do metal no mundo, sabendo-se que o remanescente é reciclado infinitamente, na proporção de 50%? Suponha que a demanda permaneça constante no valor de 2004 ($16,7 \text{ Tg} \cdot \text{ano}^{-1}$).

8-20 No Exemplo 8-12, o agricultor havia cultivado milho sem a adoção de um período de alqueive e sem qualquer técnica de conservação. Estime a perda de solo se ele utilizasse a rotação do plantio convencional com milho-milho-trigo-campina, e o terreno fosse lavrado de acordo com o relevo.

Resposta: 1,16, ou $1 \text{ Mg} \cdot \text{hectare}^{-1}$

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 8-1** Se você tivesse a escolha de embalar os seus alimentos em papel ou plástico, que material você escolheria, considerando neste caso, que não só o papel mas também o plástico é obtido a partir de matéria-prima de fontes renováveis? Explique sua resposta.
- 8-2** Um fabricante de bicicletas pensa em substituir os aros de aço por aros fabricados em liga de titânio ou de alumínio. Da perspectiva da conservação de recursos naturais, qual das alternativas você recomendaria? Utilize a hierarquia da conservação de recursos para explicar a sua resposta.
- 8-3** Uma área florestal em um solo arenoso foi desmatada para abrir espaço para plantações. As águas residuais de uma cidade próxima estão disponíveis para serem usadas na irrigação da área. Uma plantação de milho é iniciada, mas o rendimento é baixo, apesar da aplicação abundante de nitrogênio, de fósforo e de potássio. Qual é o componente do solo que está faltando na adubação da área?
- 8-4** Por que a irrigação das terras agrícolas do sudoeste dos Estados Unidos pode prejudicar a produção no longo prazo, ao passo que a irrigação nas fazendas localizadas nos Grandes Lagos não tem potencial de danificar os solos da região?
- 8-5** Você comprou uma casa nova e decide que gostaria de ter uma horta. O solo é argiloso-siltoso. O que você deve adicionar a ele, para melhorar a estrutura?

REFERÊNCIAS

- ACPA (2007) *Green Highways*, American Concrete Pavement Association, Concrete Pavement Research and Technology Special Report, Skokie, Illinois.
- ASHRAE, (1993) *Handbook of Fundamentals*, American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers, Atlanta, Georgia.
- Atkins, P. R., H. J. Hitter, and D. Wiloughby (1991) "Some Energy and Environmental Impacts of Aluminum Usage," in J. W. Testor, ed., *Energy and Environment in the 21st Century*, MIT Press, Cambridge, MA.

- A&WMA (1988) *Waste Minimization*, Air & Waste Management Association, International Specialty Conference Proceedings, October, Baltimore Maryland.
- Athena Institute (2010) EcoCalculator, www.athenasmi.org/tools/ecocalculator/index.html
- Bell, B. (1970) "The Oldest Records of the Nile Floods," *Geographical Journal*, 136: 569–573.
- Bell, B. (1971) "The Dark Ages in Ancient Egypt: I The First Dark Age in Egypt," *American Journal of Archaeology*, 75: 1–26.
- Bell, B. (1975) "Climate and History of Egypt," *American Journal of Archaeology*, 79: 223–269.
- Blaikie, P., T. Cannon, I. Davis, and B. Wisner (1994) "Bangladesh—A 'Tech-fix' or People's Needs Based Approach to Flooding?" in Blake, P. M. et al. (eds.) *At Risk: Natural Hazards, Peoples Vulnerability, and Disasters*, Routledge, Taylor & Francis Group, New York.
- Bourne, J. K., and E. Burtynsky (2010) "California's Pipe Dream," *National Geographic*, 217(4): 132–149.
- Brady, N. C. (1990) *The Nature and Properties of Soils*, 9th ed., Macmillan Publishing Company, New York, pp. 264, 431, 432, 549.
- Bremner, J., A. Frost, C. Haub, M. Mather, K. Ringheim, and E. Zuehlke (2010) "World Population Highlights: Key Findings from PRB's 2010 World Population Data Sheet," *Population Bulletin*, 65(2).
- Bruins, H. J. (2000) "Drought Hazards in Israel and Jordan," in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought: A Global Assessment, Volume II*, Routledge, Taylor & Francis Group, New York, pp. 178–193.
- Bureau of Census (2002) *Estimated Population*, U.S. Department of Commerce, Washington, DC.
- Butzer, K. W. (1976) *Early Hydraulic Civilization in Egypt*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 28–29, 55–56.
- Coates, D. R. (1981) *Environmental Geology*, John Wiley & Sons, New York, pp. 99, 152, 156, 215.
- Cordell, D. and S. White (2008) "The Australian Story of Phosphorus: Sustainability Implications of Global Fertilizer Scarcity for Australia," National workshop on the Future of Phosphorus, Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney, Australia, November 14th.
- Courtney, F. M., and S. T. Trudgill (1984) *The Soil, An Introduction to Soil Study*, Edward Arnold Publishers, London, pp. 60–61.
- Desai, S., and D. A. Klanecky (2011) "Meeting the Needs of the Water-energy Nexus," *Chemical Engineering Progress*, 107(4): 22–27.
- Downing, T. E., and K. Bakker (2000) "Drought Risk in a Changing Environment," in Vogt, J. V. and F. Somma (Eds.) *Drought and Drought Mitigation in Europe*, Kluwer Academic Press, Boston, Massachusetts, pp. 79–90.
- DWR (2010) California Department of Water Resources, <http://www.water.ca.gov/wateruseefficiency/leak>
- Dziegielewski, B., G. D. Lynne, D. A. Wilhite, and D. P. Sheer (1991) *National Study of Water Management During Drought: A Research Assessment*, Institute of Water Resources Report, IWR Report 91-NDS-3, U.S. Army Corps of Engineers, Fort Belvoir, Virginia.
- Dziegielewski, B., and J. E. Crews (1986) "Minimizing the Cost of Coping with Droughts: Springfield, IL," American Society of Civil Engineers, *Journal of Water Resource Management*, 112(4): 419–438.
- Easley, P. R. (2011) "Hydrofracking: Is It Worth the Risk," *Opflow*, 37(7): 10–12.
- EIA (2004) *Historical Renewable Energy Consumption by Energy Use Sector and Source*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2005a) *Table 2.1a Energy Consumption by Sector, Selected Years, 1949–2005*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2005b) *Table 1. U.S. Energy Consumption by Energy Source, 2000–2004*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2005c) *Table 5b. Historical Renewable Energy Consumption by Energy Use Sector and Energy Source, 2000–2004*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2006) *Table 2.2 Existing Capacity by Energy Source*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2009) *U.S. Energy Consumption by Energy Source*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov

- EIA (2010a) *Table E.1 World Primary Energy Consumption by Region*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2010b) *Table F.1 World Primary Energy Production by Region*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2010c) *Table 8.1. World Crude Oil and Natural Gas Reserves, January 1, 2007*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2010d) *Table 8.2. World Estimated Recoverable Coal, December 31, 2005*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2010e) *Electric Power Annual*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- EIA (2010f) *Energy in Brief*, Energy Information Agency, U.S. Department of Energy, www.eia.doe.gov
- Farrell, A. E., R. J. Plevin, B. T. Turner, et al. (2006) “Ethanol Can Contribute to Energy and Environmental Goals,” *Science*, 311: 506–508.
- Feldman, D. L. (2007) *Water Policy for Sustainable Development*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, pp. 145–147, 300–301, 304.
- Finan, T., C. West, D. Austin, and T. McGuire (2002) “Processes of Adaptation to Climate Variability,” *Climate Research*, 21(3): 299–310.
- Freeman, H. (1990) *Hazardous Waste Minimization*, McGraw-Hill Publishing Company, New York.
- Freeman, H. (1995) *Industrial Pollution Prevention Handbook*, McGraw-Hill, Inc., New York.
- Freemantle, M. (2006) “More Than Money’s Worth,” *Chemical & Engineering News*, 3 Jul, p. 56.
- Fye, F. K., D. W. Stahle, and E. R. Cook (2003) “Paleoclimatic Analogs to Twentieth-Century Moisture Regimes Across the United States,” *Bulletin of the American Meteorological Society*, 84(7):901–909.
- Georgia EPD (2003) *Georgia Drought Management Plan*, Department of Natural Resources, Environmental Protection Division, Atlanta, Georgia.
- Georgia EPD (2007) *Water Leak Detection and Repair Program*, Georgia Department of Natural Resources, Environmental Protection Division, Atlanta, Georgia.
- Georgia EPD (2010) *Georgia’s Water Conservation Implementation Plan*, Georgia Department of Natural Resources, Environmental Protection Division, <http://www.ConserveWaterGeorgia.net>
- Glantz, M. (1994) *Drought Follows the Plow*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Glantz, M. (1994) “Drought Follows the Plow,” in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought: A Global Assessment, Volume II*, Routledge, Taylor & Francis Group, New York, pp. 285–291.
- Green, D. (2010) *Water Conservation for Small- and Medium-Sized Utilities*, American Water works Association, Denver, Colorado.
- Greiner, A. D., J. J. Page, R. H. Cisterna, E. Vadiveloo, and P. A. Davis (2009) “In Search of a Sustainable Future,” *Water Environment & Technology*, 21(11): 35–39.
- Grimm, M. (1998) “Floodplain Management,” *Civil Engineering*, 68(3): 62–64.
- Gruntfest, E. (2000) “Nonstructural Mitigation of Flood Hazards,” in Wohl, E. E. (Ed.) *Inland Flood Hazards*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 394–395, 398.
- Hammerschlag, R. (2006) “Ethanol’s Energy Return on Investment: A Survey of the Literature 1990–Present,” *Environmental Science & Technology*, 40(6): 1744–1750.
- Haupt, A., and T. T. Kane (1985) *Population Reference Handbook*, Population Reference Bureau, Washington, DC.
- Haury, E. W. (1935) “Tree Rings—The Archeologist’s Time Piece,” *American Antiquity*, 1: 98–108.
- Hays, W. W. (1981) *Gauging Geological and Hydrological Hazards: Earth-science Considerations*, U.S. Geological Survey Professional Paper 1240-B, Washington, DC.
- Hayes, E. T. (1976) “Energy Implications of Materials Recover,” in P. H. Abelson and A. L. Hammond, eds., *Materials: Renewable and Nonrenewable Resources*, American Association for the Advancement of Science, Washington, DC.
- Hebert, J. (2010) “Process Aeration,” Michigan Water Environment Association Process Seminar, East Lansing, MI, December 8.

- Hess, G. (2006a) "Push for Biofuels Seen in Farm Bill," *Chemical & Engineering News*, 22 May, pp. 29–31.
- Hess, G. (2006b) "BP and DuPont Plan 'Biobutanol,'" *Chemical & Engineering News*, 26 Jun, p. 9.
- Higgins, T. (1989) *Hazardous Waste Minimization Handbook*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Hileman, B. (2006) "Heretical Position on Nuclear Power," *Chemical & Engineering News*, 21 Aug, p. 43.
- Hill, J., E. Nelson, D. Tilman, S. Polasku, and D. Tiffany (2006) "Environmental, Economic, and Energetic Costs and Benefits of Biodiesel and Ethanol Biofuels," *Proceedings National Academy of Science*, 103(30): 11206–11210.
- IIED & WRI (1987) *World Resources, International Institute for Environment and Development and World Resources Institute*, Washington, DC.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability—The Physical Science Basis, Summary for Policymakers*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 1–18.
- Janes, D. (2010) "Going for the Green," *EM*, January/February, pp. 24–25.
- Jacoby, M. (1999) "Botanists Design Plants with a Taste for Salt," *Chemical & Engineering News*, 23 Aug, p. 9.
- Johnson, J. (2004) "Power from the Sun," *Chemical & Engineering News*, 21 Jun, pp. 25–28.
- Karl, T. R., J. M. Melillo, and T. C. Peterson (2009) *Global Climate Change Impacts in the United States, U.S. Global Climate Change Research Program*, Cambridge University Press.
- KGS/KDA (2010) "Water Use for Haskell County, Kansas," Kansas Geological Survey and Kansas Department of Agriculture.
- LaCount, R. and M. L. Barcella (2010) "Shale Gas, A Game Changer for North American Energy and Environment," *EM, Air & Waste Management Association*, August, pp. 16–19.
- Leauber, C. E. (1997) "Leak Detection Cost-effective and Beneficial," *Journal of American Water Works Association*, 89(7): 10.
- Loucks, D. P., J. R. Stedinger, and D. A. Haith (1981) *Water Resource Systems Planning and Analysis*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, p. 3.
- Masters, G. M. and W. P. Ela (2008) *Introduction to Environmental Engineering and Science, third edition*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p. 612.
- McKinney, M. L. and R. M. Schoch (1998) *Environmental Science Systems and Solutions*, Jones and Bartlett Publishers, Sudbury, MA, p. 10.
- Meadows, D. H., D. L. Meadows, and J. Randers (1992) *Beyond the Limits: Confronting Global Collapse, Envisioning a Sustainable Future*, Chelsea Green Publishing Co., Post Mills, VT, p. 51.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2007) *Water Reuse*, McGraw-Hill, New York, pp. 20–24, 48, 54.
- McNichol, T. (2011) "Rage Against the Machine," *Time*, January 10, p. 62.
- Morrow, W. R., W. M. Griffin, and H. S. Matthews (2006) "Modeling Switchgrass Derived Cellulosic Ethanol Distribution in the United States," *Environmental Science & Technology*, 40(9): 2877–2886.
- Mumme, S. P. (1995) "The New Regime for Managing U.S.–Mexican Water Resources," *Environmental Management*, 19(6): 827–835.
- NAPA (2010) *Benefits of Asphalt*, www.PaveGreen.com
- NOAA (2010) <http://www.nch.noaa.gov/HAW2/english/history.shtml>
- NCEES (2008) *Fundamentals of Engineering Supplied-Reference Handbook*, National Council of Examiners for Engineering and Surveying, Revised April, 2010, p. 121.
- Nemerow, N. L. (1995) *Zero Pollution for Industry*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- NRCS (1997) National Resource Conservation Service, U.S. Department of Agriculture, <http://www.nrcs.usda.gov/technical/land>
- Ophuls, W., and A. S. Boyan (1992) *Ecology and the Politics of Scarcity Revisited*, W. H. Freeman, New York, p. 76.
- Pahl, G. (2005) *Biodiesel, Growing a New Energy Economy*, Chelsea Green Publishing Company, White River Junction, Vermont, p. 47.
- Palmer, W. C. (1965) "Meteorological Drought," *Research Paper No. 45*, U.S. Weather Bureau, Washington, DC.

- Parfit, M., and S. Leen (2005) "Powering the Future," *National Geographic*, 208(2): 2–31.
- Philpott, B. (2008) *Field Guide to Soil Moisture Sensor Use in Florida*, University of Florida, http://www.sjrwmd.com/floridawaterstar/pdfs/SMS_field_guide.pdf
- Pimentel, D. (1991) "Ethanol Fuels: Energy Security, Economics and the Environment," *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 4: 1–13.
- Plunkert, P. A. (2001) Aluminum Recycling in the United States in 2000, U.S. Geological Survey Circular 1196-W.
- Polsky, C., and D. W. Cash (2005) "Drought, Climate Change, and Vulnerability: The Role of Science and Technology in a Multi-Scale, Multi-Stressor World," in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought and Water Crises: Science, Technology, and Management Issues*, Taylor & Francis, Boca Raton, Florida, p. 218.
- Power, M. E., G. Parker, W. E. Dietrich, and A. Sun (1995) "How Does a Floodplain Width Affect Floodplain River Ecology? A Preliminary Exploration Using Simulations," *Geomorphology*, 13: 301–307.
- PRB (2010) *2010 World Population Data Sheet*, Population Reference Bureau Washington, DC.
- Prescott (2010) *Water Smart*, at <http://www.prescott-az.gov>
- Pulwarty, R. S., K. L. Jacobs, and R. M. Dole (2005) "The Hardest Working River: Drought and Critical Water Problems in the Colorado River Basin," in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought and Water Crises*, Taylor & Francis, New York, pp. 249–285.
- Rashid, M. M., W. O. Maddaus, and M. L. Maddus (2010) "Progress in US Water Conservation Planning and Implementation—1990–2009," *Journal of American Water Works Association*, 102(6): 85–99.
- Ritter, S. K. (2011) "Water for Oil," *Chemical & Engineering News*, 5 Sep, pp. 56–59.
- Rogers, R. (2010) "Prime Mover Blower Operations," Michigan Water environment Association Process Seminar, East Lansing, MI, December 8.
- Schroedel, R. B., and P. V. Cavagnaro, (2010) *Energy Conservation in Water and Wastewater Facilities*, Manual of Practice No. 32, Water Environment Federation, WEF Press, Alexandria, VA.
- Shapouri, H., J. A. Duffield, and M. Wang (2002) *The Energy Balance of Corn Ethanol: An Update*, Agricultural Economic Report No. 813, U.S. Department of Agriculture, Washington, DC. 15 pp.
- Smith, K., and R. Ward (1998) *Floods: Physical Processes and Human Impacts*, John Wiley & Sons, New York, pp. 142, 153, 157–159, 191.
- Spatari, S., M. Betram, R. B. Gordon, K. Henderrson, and T. E. Graedel (2005) "Twentieth Century Copper Stocks and Flows in North America: A Dynamic Analysis," *Ecological Economics*, 54: 37–51.
- Stine, S. (1994) "Extreme and Persistent Drought in California and Patagonia During Medieval Time," *Nature*, 369: 546–549.
- Stooksbury, D. E. (2003) "Historical Droughts in Georgia and Drought Assessment and Management," *Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference*, Apr 23–24, Athens, Georgia.
- The President's Science Advisory Committee (1967) Panel on World Food Supply, Washington, DC.
- Thornton, J., R. Sturm, and G. Kunkle (2008) *Water Loss Control*, 2nd edition, McGraw-Hill, New York.
- Torcellini, P., N. Long, and R. Judkoff (2003) *Consumptive Water Use for U.S. Power Production*, National Renewable Energy Laboratory, U.S. Department of Energy, Golden Colorado, December.
- Truax, T. (2010) "Chemical Metering Control Strategy," Michigan Water environment Association Process Seminar, East Lansing, MI, December 8.
- Trusty, W. (2009) "Incorporating LCA in Green Building Rating Systems," *EM, Air & Waste Management Association*, December, pp. 19–22.
- UNESCO (1979) "Map of the World Distribution of Arid Regions, Explanatory Note," *Man and the Biosphere (MAB) Technical Notes 7*, Paris, UNESCO.
- U.S. Department of Energy (2004) "Hydraulic Fracturing White Paper," Washington, DC, June, Appendix A.

- U.S. Department of Energy (2006) *Energy Demands on Water Resources: Report to Congress on the Interdependency of Energy and Water*, Washington, DC.
- U.S. Department of Interior (2003) *Water 2025: Preventing Crises and Conflict in the West*, Washington, DC.
- U.S. EPA (2010) <http://www.epa.gov/oppt/greenengineering>
- U.S. Forest Service (1999) <http://www.fs.fed.us/agenda/>
- U.S.G.S. (2010) *Mineral Commodity Summaries, Bauxite and Alumina, Copper, Iron Ore*, U.S. Geological Survey, pp. 27, 49, 85.
- U.S.G.S. (1984) *National Water Summary 1983*, U.S. Geological Survey Water-supply Paper 2250, Washington, DC.
- USGS (2004) "Climatic Fluctuations, Drought, and Flow in the Colorado River Basin," fact sheet at <http://pubs.usgs.gov/fs/2004/3062>
- Vaccari, D. A. (2011) "Sustainability and the Phosphorus Cycle: Inputs, Outputs, Material flow, and Engineering," *Environmental Engineer*, 17(1): 33–42.
- Viau, A. A., and J. V. Vogt (2000) "Scale Issues in Drought Monitoring," in Vogt, J. V. and F. Somma (Eds.), *Drought and Drought Mitigation in Europe*, Kulwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, pp. 185–193.
- Waterfall, P. (2004) *Harvesting Rainwater for Landscape Use*, University of Arizona Cooperative Extension, Pub. No. AZ1344.
- Walker, R. D. (1980) "USLE, a Quick Way to Estimate Your Erosion Losses, Crops and Soils, 33: 10–13.
- WCED (1987) *Our Common Future*, World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford, England.
- WCMC (1998) World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK, <http://www.wcmc.org.uk/forest/data>, 1998.
- Webster, P. J., J. Jian, T. M. Hopson, C. D. Hoyos, P. A. Agudelo, H. Chang, J. A. Curry, et al. (2010) "Extended-Range Probabilistic Forecasts of Ganges and Brahmaputra Floods in Bangladesh," *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(11): 1493–1514.
- Western Resources Advocates (2003) "Smart Water: A Comparative Study of Urban Water Use Efficiency Across the Southwest," Water Resource Advocates, Boulder, Colorado.
- White, R. E. (1979) Introduction to the Principles and Practice of Soil Science, John Wiley & Sons, New York, pp. 24, 34, 152, 156.
- Wilhite, D. A., and W. E. Glantz (1985) "Understanding th Drought Phenomenon: The Role of Definitions," *Water International*, 10: 111–120.
- Wilhite, D. A., and M. Buchanan-Smith (2005) "Drought as Hazard: Understanding the Natural and Social Context," in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought and Water Crises*, Taylor & Francis, New York, p. 4.
- Wischmeier, W. J., and D. D. Smith (1978) Predicting Rainfall Erosion Loss—A Guide to Conservation Planning, Agriculture Handbook No. 537, Washington, DC, U.S. Department of Agriculture.
- Wohl, E. E. (Ed.) (2000) *Inland Flood Hazards*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 25–26.
- Wright, J. M. (1996) "Effects of the Flood on National Policy: Some Achievements, Major Challenges Remain," in Changnon, S. A. (Ed.) *The Great Flood of 1993*, Westview Press, a Division of Harper Collins, Boulder, Colorado, p. 253.
- Zeltner, C., H. P. Bader, R. Scheidegger, and P. Baccini (1999) "Sustainable Metal Management Exemplified by Copper in the USA," *Regional Environmental Change*, Nov, pp. 31–46.
- Zonn, I., M. H. Glantz, and A. Rubenstein (2000) "The Virgin Lands Scheme in the Former Soviet Union," in Wilhite, D. A. (Ed.) *Drought: A Global Assessment, Volume I*, Routledge, Taylor & Francis Group, New York, pp. 381–388.

A gestão da qualidade da água

Estudo de caso: “Lá está ela, esguichando”!	376
9-1 INTRODUÇÃO	378
9-2 OS POLUENTES AQUÁTICOS E SUAS ORIGENS . . .	379
As fontes pontuais	379
As fontes não pontuais	379
Os materiais demandadores de oxigênio	379
Os nutrientes	380
Os organismos patogênicos	382
Os sólidos suspensos	382
Os sais	383
Os pesticidas	383
Os fármacos e os produtos para a higiene pessoal . . .	385
Os desreguladores endócrinos	386
Outros compostos orgânicos	387
O arsênico	388
Os metais tóxicos	389
O calor	389
As nanopartículas	390
9-3 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS . . .	390
O efeito dos resíduos demandadores de oxigênio nos rios	391
A demanda bioquímica de oxigênio	391
A medida da demanda biológica de oxigênio em laboratório	396
Algumas observações sobre a demanda bioquímica de oxigênio	399
A oxidação do nitrogênio	400
A curva de depleção (decaimento) do oxigênio dissolvido	401
O efeito dos nutrientes na qualidade da água nos rios . .	417
9-4 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS . .	418
O controle do fósforo	418
A acidificação dos lagos	422
9-5 A QUALIDADE DA ÁGUA NOS ESTUÁRIOS	428
9-6 A QUALIDADE DA ÁGUA DOS OCEANOS	430
9-7 A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	433
A migração de contaminantes nas águas subterrâneas	433
9-8 A PROTEÇÃO DAS FONTES DE ÁGUA	437
REVISÃO DO CAPÍTULO	439
EXERCÍCIOS	440
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	444
REFERÊNCIAS	446



Estudo de caso

“Lá está ela, esguichando!”*

Na manhã de 28/1/1969, as águas claras do mar ao longo da costa de Santa Bárbara, na Califórnia, cobriram-se de uma “camada preta-azulada”, quando quase 12 milhões de litros de petróleo vazaram do oleoduto de Santa Bárbara, que se romperá (Haier, 2005). A mancha se estendeu por 2070 km² da superfície do oceano. Pouco antes tudo parecia tranquilo na Plataforma A, onde os trabalhadores da Union Oil (hoje chamada de Unocal) haviam removido as tubulações do poço A-21, o qual alcançava 1070 m de profundidade no leito poroso do mar. Sem eles perceberem, as quantidades de fluido de perfuração bombeadas para o interior do poço não estavam sendo suficientes, e a pressão no seu interior aumentava. Às 10h45, a pressão (que mais tarde foi estimada entre 7600 e 11.700 kPa) rompeu o revestimento do poço, lançando um jato de petróleo e lodo a 30 m de altura. Os trabalhadores da plataforma se desesperaram e tentaram interromper o fluxo. Enquanto o petróleo e lodo jorrava, o poço foi selado com duas válvulas de gaveta, aumentando ainda mais a pressão no interior do poço e forçando o petróleo a vaziar por qualquer rachadura ou orifício. O derramamento continuou, desta vez a partir do fundo do mar, a uma taxa de 730 toneladas ao dia, por quase um ano.

O petróleo derramado alcançou as praias da região seis dias depois, afetando também o porto de Santa Bárbara. A camada de óleo nas praias, numa extensão de 50 km, chegava a 15 cm de espessura, como mostra a Figura 9-1. Aproximadamente 10 mil pássaros mari-



FIGURA 9-1 Santa Bárbara, Califórnia: trabalhadores espalham feno para absorver o petróleo derramado e impedir as praias do sul da Califórnia de serem impactadas por mais de 200 mil galões de petróleo derramado no mar quando um poço de petróleo vazou, 10 dias antes.

*N. de T.: Em inglês, *there she blows*. Expressão utilizada pelo imediato de um navio baleeiro ao avistar uma baleia no mar, com base no esguicho que o animal lança pelo orifício respirador, no alto da testa. Provável trocadilho dos autores com o esguicho de poços de petróleo, no contexto do capítulo.



FIGURA 9-2 Pássaro coberto de petróleo em uma praia de Santa Bárbara, Califórnia, após o derramamento de petróleo de uma plataforma oceânica.

nhos morreram (Figura 9-2). Focas e golfinhos recobertos de petróleo encalharam nas praias. O número de peixes e de invertebrados mortos, na zona entremarés, foi incalculável. Dezesesseis espécies de plantas foram dizimadas, e as florestas de algas marinhas da região foram destruídas. A maior parte do condado de Santa Bárbara cheirava a uma refinaria de petróleo (Foster, 1972; Haier, 2005).

Os esforços de limpeza foram iniciados rapidamente, com participação expressiva da comunidade local. Palha foi espalhada na praia para absorver o petróleo. A areia contaminada foi retirada e levada para outro local. Navios equipados com recolhedores de petróleo bombearam o poluente da superfície da água. Centenas de voluntários resgataram e lavaram pássaros e outros animais selvagens. Nas palavras de Thomas Storke, editor de um jornal local, o derramamento “uniu cidadãos em nome de uma causa, independentemente de suas inclinações políticas, para atenuar os efeitos da catástrofe”. Walter J. Hickie, Secretário do Interior, assumiu a responsabilidade, já que foi o Serviço Geológico dos Estados Unidos que emitiu autorização à Union Oil para o uso de um revestimento menor no poço explorado, o que acabou aumentando a magnitude do desastre. Em contrapartida, Fred. L. Hartley, presidente da Union Oil, emitiu um comunicado que poderia ser chamado de imoral, “Não acho que foi desastre. Ninguém morreu. Não entendo todo esse alarido por causa de alguns pássaros mortos” (Clarke e Hemphill, 2002).

O derramamento de petróleo em Santa Bárbara, o incêndio no Rio Cuyhoga em 1969 (ver o Estudo de caso no Capítulo 11) e as manchetes de jornais que declararam a morte do Lago Erie despertaram a atenção da sociedade para os prejuízos ambientais causados pelas atividades humanas e iniciaram um processo de conscientização ambiental, que na época culminou com a primeira edição do Dia da Terra, em novembro de 1969. O Centro de Defesa Ambiental dos Estados Unidos foi fundado, e a Universidade de Santa Bárbara, na Califórnia, iniciou o primeiro programa de estudos ambientais do país. A perfuração de poços de

petróleo ficou proibida até 1995, quando o então presidente Clinton reabriu as águas costeiras norte-americanas para a exploração. A Lei Nacional de Políticas Ambientais de 1969 foi promulgada pelo presidente Richard Nixon. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos foi criada. Fatos e eventos como estes abriram caminho para a aprovação da Lei da Água Limpa de 1972 e muitas outras legislações e regulamentações concebidas para proteger e preservar os recursos naturais da Terra.

9-1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água de lagos, rios, açudes e córregos exerce forte influência no modo como utilizamos estes corpos hídricos. A pesca, a natação, os esportes a vela, a navegação comercial e o descarte de resíduos têm, cada um, exigências específicas relativas à qualidade da água. Por exemplo, a água utilizada para o abastecimento público precisa atender a padrões de qualidade elevados. Em muitas partes do mundo, a qualidade da água é gravemente afetada pela introdução de poluentes decorrentes das atividades humanas, a ponto de transformar córregos de águas puras e cristalinas e propícios para o desenvolvimento da trutas em verdadeiros esgotos a céu aberto, sem qualquer possibilidade de uso e incapazes de abrigar a vida.

Uma das atribuições dos gestores da qualidade da água é o controle da poluição gerada por atividades humanas. O objetivo é garantir que a água seja adequada aos usos pretendidos. A gestão da qualidade da água é uma ciência, voltada também para descobrir quanto resíduo é demais para determinado corpo hídrico. Para conhecer-se o limite tolerável de resíduos (o termo técnico utilizado é quantidade de resíduos **assimiláveis**) por um curso de água, os gestores precisam conhecer os tipos de poluentes despejados e o modo como estes afetam a qualidade da água. Além disso, é necessário identificar os efeitos de fatores naturais, como a composição mineral da bacia hidrográfica, a topografia do terreno e o clima da região. Um pequeno riacho que corre montanha abaixo tem capacidade assimilativa muito diferente daquela de um rio que flui caudaloso por uma planície úmida. Da mesma forma, um lago tem características muito distintas de um curso de água corrente.

No início, a gestão da qualidade das águas tinha como objetivo proteger um recurso hídrico para os usos pretendidos, ao mesmo tempo em que ele fosse utilizado como canal economicamente viável para o despejo de resíduos, respeitando-se a sua capacidade assimilativa. Em 1972, o Congresso dos Estados Unidos aprovou uma emenda constitucional à Lei de Controle da Poluição Aquática que regulamentava a “recuperação e a manutenção da integridade química, física e biológica dos recursos hídricos do país” como interesses estratégicos nacionais. Além de garantir a segurança da água potável, o Congresso também definiu como meta garantir “Qualidade da água adequada para a proteção e reprodução de formas de vida aquática e selvagem, bem como para o uso recreativo da água”. O conhecimento sobre o efeito dos poluentes na qualidade da água permite aos engenheiros ambientais (1) projetar estações de tratamento eficientes na remoção destes contaminantes em níveis aceitáveis no final do processo industrial e (2) selecionar compostos químicos inofensivos para o meio ambiente a serem usados nos processos específicos a que se destinam. No passado, a atuação desses profissionais se concentrava no primeiro cenário, isto é, o foco no tratamento de “fim-de-tubo”. Porém, o pensamento atual exige que se considerem as operações industriais como um todo, priorizando-se iniciativas para redução da formação de poluentes, respaldadas na escolha de compostos não poluentes, na reciclagem de substâncias no local e na adoção de estratégias ambientais específicas para o processo envolvido ou o setor industrial que requeira esses serviços (Produção mais limpa).

Este capítulo examina os principais tipos de poluentes aquáticos e suas origens. Além disso, discutiremos a gestão da qualidade da água em rios e lagos, com ênfase nas categorias de poluentes encontrados nos efluentes domésticos. Os fatores naturais que afetam a qualidade das águas de rios e lagos são abordados como ponto de partida para compreendermos as consequências das atividades humanas para os corpos hídricos.

9-2 OS POLUENTES AQUÁTICOS E SUAS ORIGENS

Os poluentes despejados em águas superficiais podem ser agrupados em diversas classes abrangentes.

As fontes pontuais

As **fontes pontuais** de poluentes são originadas em sistemas de tubulações ou de canais, os quais conduzem esses efluentes a um único ponto de despejo no corpo hídrico receptor. O esgoto doméstico e os resíduos industriais pertencem a esta classe. O esgoto doméstico compreende os efluentes gerados em habitações, escolas, prédios de escritórios e lojas, por exemplo. O termo **esgoto municipal** inclui o esgoto doméstico e toda água residuária industrial passível de ser despejada na rede de esgoto sanitário. De modo geral, a poluição por fontes pontuais pode ser reduzida ou até eliminada com a minimização de resíduos e o tratamento adequado de águas residuárias antes do despejo em um corpo hídrico natural.

As fontes não pontuais

Os escoamentos originados em áreas urbanas e agrícolas são caracterizados por múltiplos pontos de descarga. Esta é uma característica das fontes **não pontuais** de poluentes. Muitas vezes, as águas, que escorrem livres na superfície do solo ou em canais de drenagem naturais até o corpo hídrico mais próximo, estão poluídas. Mesmo quando são utilizados tubulações e canais artificiais para o transporte destas águas, a prioridade é efetuar o despejo no ponto mais próximo possível da fonte geradora, multiplicando os pontos de descarga e, portanto, tornando o tratamento economicamente inviável. A poluição não pontual é muito comum durante as tempestades ou o derretimento das neves de inverno. Estes fenômenos geram vazões consideráveis de água, o que também dificulta o tratamento. A redução de fontes não pontuais na agricultura requer a adoção de práticas de cultivo específicas, e depende do nível educacional das populações locais. Em ambientes urbanos, os escoamentos superficiais das águas da chuva por ruas e estacionamentos transportam vários poluentes, como o nitrogênio e o fósforo presentes em herbicidas e fertilizantes utilizados em gramados residenciais e campos de golfe, uma variedade de óleos, graxas, detritos vegetais e resíduos orgânicos, e etileno glicol, usado como anticongelante automotivo.

O tratamento das fontes não pontuais de poluição, como sistemas de **esgoto combinado**, que transportam a água da chuva e os esgotos municipais nas mesmas galerias, requer investimentos consideráveis em obras de engenharia. O projeto de um sistema deste tipo normalmente prevê uma estrutura de escoamento que desvia o excesso de água da chuva misturada ao esgoto bruto (isto é, o volume excedente em relação à capacidade do sistema) para o curso de água mais próximo. A eliminação do **excedente do esgoto combinado** envolve não apenas a construção de galerias separadas para os esgotos pluvial e doméstico, como também a criação de bacias de retenção e a expansão das estações de tratamento para atender à vazão dessas águas. Tais estratégias são muito caras e complexas, já que os sistemas de esgoto combinado, tão comuns em áreas antigas ou menos urbanizadas das cidades, exige a abertura do pavimento de ruas e calçadas e, portanto, a interrupção das atividades comerciais nesses locais. A construção de sistemas de esgoto combinado é proibida atualmente nos Estados Unidos.

Os materiais demandadores de oxigênio

Os materiais passíveis de serem oxidados na água do corpo receptor, acarretando o consumo do oxigênio molecular dissolvido, são chamados de **materiais demandadores de oxigênio**. A matéria orgânica é o principal componente dessas substâncias, embora alguns compostos inorgânicos possam estar presentes. O consumo de **oxigênio dissolvido** (OD) representa uma ameaça para peixes e outras formas superiores de vida aquática, que precisam do oxigênio para viver. O nível crítico de OD exigido por organismos aquáticos varia muito. Por exemplo, a truta exige perto de $7,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de OD, ao passo que a carpa consegue sobreviver com $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. De modo geral, os peixes utilizados na pesca comercial e esportiva requerem níveis elevados de OD. Os materiais demandadores de oxigênio no esgoto doméstico se originam sobretudo dos dejetos humanos e de resíduos de alimentos. As indústrias de papel e de processamento de alimentos estão entre as que liberam níveis elevados de resíduos demandadores de oxigênio. A vasta maioria da

matéria orgânica na natureza, como dejetos animais, restos de colheitas, material vegetal foliar, os quais entram na água como fontes não pontuais, contribuem com a redução dos níveis de OD.

Os nutrientes

Embora sejam nutrientes de importância vital, o nitrogênio e o fósforo têm poder poluente quando presentes em excesso em determinado meio. Todo ser vivo precisa destes nutrientes para se desenvolver. Logo, estes devem estar presentes em rios e lagos para darem suporte à rede alimentar no ambiente natural.* Os problemas surgem quando os níveis de nutrientes são excessivos, o que causa o desequilíbrio da rede alimentar e eleva a proliferação de alguns organismos em detrimento de outros. Como veremos a seguir, o excedente nutricional muitas vezes acarreta a floração das algas que, por sua vez, assumem a condição de material demandador de oxigênio quando morrem e sedimentam no fundo do corpo hídrico. Algumas das principais fontes de nutrientes são os detergentes, os fertilizantes, os resíduos do processamento de alimentos e os dejetos humanos e animais. As atividades agrícolas também liberam quantidades expressivas de nutrientes nos ambientes naturais, e serão discutidas nesta seção.

As operações agrícolas liberam nutrientes sobretudo nos escoamentos superficiais e na infiltração da água utilizada nas lavouras. Contudo, a ruptura de lagoas de armazenamento de dejetos animais e o vazamento acidental de fertilizantes também contribuem com o problema.

O fornecimento de quantidades adequadas de nutrientes como o nitrogênio, o fósforo e o potássio, além da manutenção do pH correto do solo, são variáveis essenciais na produção agrícola. O uso de fertilizantes para melhorar o rendimento das safras é prática comum antiga. Por exemplo, as primeiras civilizações egípcias que floresceram às margens do Rio Nilo há mais de 5000 anos já conheciam a importância dos depósitos de sedimentos lodosos em regiões ribeirinhas inundadas, para manutenção da produtividade do solo. Adubos orgânicos são empregados pelos agricultores chineses há mais de três milênios. Hoje, os agricultores utilizam os dejetos dos animais criados em suas fazendas e fertilizantes inorgânicos para aumentar a produtividade das lavouras. A agricultura intensiva de grãos adotada nos Estados Unidos exige a adição de fertilizantes para manter-se o rendimento das colheitas. As substâncias mais utilizadas com esta finalidade são o calcário (para corrigir o pH do solo), o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K). Os fertilizantes à base de calcário e de potássio não causam impactos ambientais expressivos. Todavia, a aplicação de adubos com elevados teores de nitrogênio e de fósforo é problemática. As questões mais preocupantes dizem respeito à eutrofização de águas superficiais e à contaminação de águas subterrâneas com nitratos.

Uma das estratégias adotadas para garantir que as lavouras atinjam o crescimento ótimo consiste na adição de nitrogênio ao solo na forma de dejetos animais ou fertilizantes químicos. Em dejetos animais recentes, as formas orgânicas do elemento compõem entre 60 e 80% do material. Contudo, uma fração expressiva do nitrogênio orgânico nesses dejetos é convertida em amônia durante a armazenagem. As substâncias mais comuns utilizadas como fertilizantes químicos à base de nitrogênio são a amônia anidra (NH_3) e o nitrato de amônia.

A poluição de águas subterrâneas por nitratos é observada na maioria das terras agrícolas. Um levantamento realizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (Buser, Poiger e Muller, 1999) descobriu que a concentração de nitratos excedia $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em aproximadamente 12% dos poços domésticos nos Estados Unidos. As maiores concentrações de nitrato em águas subterrâneas foram identificadas no nordeste do país, nas Grandes Planícies e ao longo da costa oeste, onde solos permeáveis, a fertilização intensa e a irrigação inadequada representam importantes fontes de nitratos, com forte potencial para promover a migração desses compostos para o lençol freático.

Os fertilizantes à base de fosfato e de dejetos animais são bastante solúveis e, portanto, estão prontamente disponíveis para as plantas. A maioria desses fertilizantes é fabricada com base no tratamento com ácidos da rocha fosfática rica em fosfato, os quais aumentam a solubilidade do elemento. Os dejetos animais contêm fosfatos solúveis, orgânicos e inorgânicos em quantidades muito variáveis. Quando o fertilizante ou o dejetos contendo fosfatos entram em contato com o solo, inicia-se uma série de reações que reduzem a disponibilidade desses íons. As velocidades

*Em linguagem simples, a rede alimentar é o conjunto de organismos relacionados, na qual os níveis mais baixos representam a “caça” e os mais elevados são os “predadores”. Ver o Capítulo 5 para uma discussão mais detalhada sobre a rede alimentar.

e os produtos dessas reações são função das condições do solo, do pH, do teor de umidade, da temperatura e do perfil dos minerais existentes na terra.

Como vimos no Capítulo 5, em condições normais o fósforo é o elemento limitante nos sistemas de água doce, como os lagos, por exemplo. Já o nitrogênio é o fator limitante nas regiões de sistemas estuarinos mais próximas ao mar. A limitação do fósforo ocorre em águas estuarinas quando as concentrações do nitrogênio são altas e a relação N:P é maior do que 16:1. Nesses casos, o excesso de fósforo pode desencadear as condições adequadas para a eutrofização.

O efeito da agricultura nos sistemas aquáticos superficiais é ilustrado pelo exemplo da Baía de Chesapeake, o maior estuário da América do Norte. A bacia hidrográfica se estende por 166.000 km² nos estados de Delaware, Maryland, Nova York, Pensilvânia, Virgínia e Virgínia Ocidental, além do Distrito de Columbia. No passado, o aporte excessivo de nutrientes causou a eutrofização e períodos de hipóxia (isto é, níveis de OD abaixo de 1,0 mg · L⁻¹), que mataram ou geraram um quadro de estresse nos organismos que viviam em muitas partes da baía. As florações de algas que se desenvolvem por conta desse excesso de nutrientes e das cargas de sedimentos nas águas também diminuem a limpidez destas, o que pode ter como consequência a redução da vegetação aquática submersa, a qual tem papel essencial nos ecossistemas aquáticos. Esta forma de vegetação aquática serve de habitat para muitas espécies de peixes e crustáceos, e abriga os organismos que servem de alimento para os pássaros que vivem nesses ecossistemas. Os níveis elevados de nutrientes nas águas da Baía de Chesapeake são responsáveis pela proliferação de *Pfisteria piscicida*, um organismo unicelular que causa lesões e a mortandade de peixes.

A principal fonte de poluição por nutrientes na bacia hidrográfica de Chesapeake são os escoamentos superficiais das lavouras, os quais contribuem com cerca de 40% do nitrogênio e 56% do fósforo lançados em suas águas (Figura 9-3). A principal fonte de nitrogênio é o Rio Susquehanna, que drena algumas das extensões de terra mais produtivas nos Estados Unidos. A poluição gerada pelas atividades agrícolas é representada pelos fertilizantes e resíduos animais. Perto de 8,7 Gg de fósforo foi lançado na baía, apenas no ano de 2010. Entre os principais problemas observados nas águas da baía de Chesapeake está o regime de pecuária intensiva adotado na região, muito embora a produção agrícola seja limitada. A aplicação exagerada de dejetos animais nessas áreas de cultivo promoveu a acumulação de níveis elevados de fósforo nas lavouras. Por exemplo, um levantamento realizado no condado de Wessex, em Delaware, onde as atividades pecuárias são intensas, descobriu que 87% das lavouras analisadas tinham níveis excessivos deste elemento. Em contrapartida, no condado de New Castle, no mesmo estado, onde a pecuária não é a principal atividade, menos de 10% dos solos agrícolas testados apresentaram teores elevados de fósforo. Os níveis elevados do elemento, que se liga às partículas do solo, são lixiviados das terras agrícolas pelos escoamentos superficiais.

Várias estratégias antipoluição foram colocadas em prática para reduzir os níveis de nutrientes na baía de Chesapeake, como a proibição dos detergentes que contêm fósforo, o controle dos escoamentos superficiais em áreas urbanas, rurais e pastagens, além de melhorias no tratamento de esgotos e na preservação de florestas e terras úmidas, as quais atenuam os impactos da entrada de poluentes nas águas do estuário. As medidas de controle voltadas para a erosão em terras agrícolas e públicas também contribui com a redução dos níveis de fósforo na região. Os efeitos

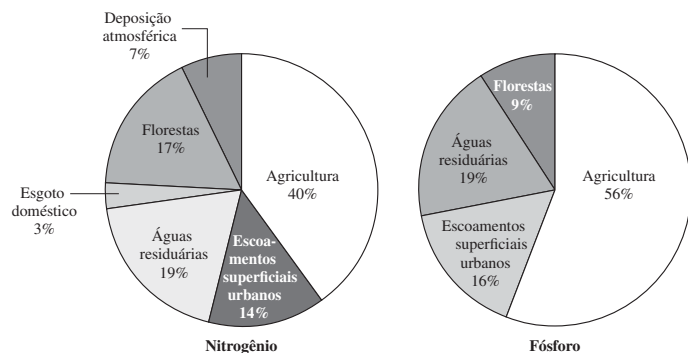


FIGURA 9-3 As fontes de nitrogênio e de fósforo na Baía de Chesapeake.

positivos das estratégias de redução dos níveis de fósforo nos Rios Susquehanna e Potomac, os quais deságuam na baía, são visíveis. Apesar disso, os níveis de nitrogênio em ambos os rios demonstram uma tendência de elevação, devido provavelmente ao uso ininterrupto de fertilizantes à base de nitrogênio em gramados e lavouras, ao aumento da produção animal e agrícola, e à deposição de nitrogênio da poluição atmosférica gerada por indústrias e veículos automotores.

Os organismos patogênicos

Os microrganismos patogênicos encontrados em águas residuárias incluem as bactérias, os vírus e os protozoários excretados por pessoas e animais doentes. O despejo destes microrganismos na água a torna não potável. Nos casos em que a concentração de patógenos na água ultrapassar determinado valor, ela se torna imprópria também para a natação e a pesca. Algumas espécies de moluscos acumulam patógenos em seus tecidos, o que as tornam mais tóxicas do que as águas em que vivem. Os problemas associados à ocorrência de protozoários patogênicos como *Cryptosporidium* e *Giardia* e os surtos de infecções intestinais que causam serão discutidos em detalhe no Capítulo 10.

As bactérias que desenvolvem imunidade a antibióticos são motivo de muita preocupação para os profissionais do meio ambiente. Embora a ocorrência destes organismos em hospitais seja bem documentada, a presença de bactérias resistentes a antibióticos em águas superficiais foi comprovada apenas no fim da década de 1990. Ash e colaboradores (1999) analisaram amostras de água de 15 rios dos Estados Unidos para detectar a presença de bactérias resistentes à ampicilina, um antibiótico sintético da classe das penicilinas. O Rio Grande também foi amostrado, mas em busca de bactérias resistentes à vancomicina (Sternes, 1999). As maiores frequências de bactérias resistentes foram encontradas a jusante de El Paso. A resistência foi detectada em até 30% das bactérias isoladas nestas águas. Outro estudo fez uma descoberta preocupante: entre 30 e 40% das bactérias nos córregos da área rural de Dubuque, em Iowa, eram resistentes à tetraciclina, e 1% destes microrganismos pareceu ser imune à vancomicina (Bennett e Kramer, 1999).

As pesquisas mais recentes revelam fatos ainda mais assustadores. Pruden et al. (2006) documentaram a ocorrência de genes responsáveis pela resistência à tetraciclina e à sulfonamida em valas de irrigação, sedimentos de rios e água potável no norte do Colorado. Estes genes, os quais são seqüências do DNA que tornam as bactérias resistentes a estas drogas, disseminam-se mediante diferentes mecanismos. As bactérias, por exemplo, intercambiam estes genes entre si. Mesmo quando as células bacterianas portadoras dos genes da resistência são destruídas, existe o risco de o DNA resistir no meio ambiente e, portanto, de a resistência ser transferida a outras células. Sem dúvida, a insensibilidade a antibióticos reflete nossa forte dependência em relação a estas substâncias, e pode alterar a efetividade destas de forma significativa (Raloff, 1999). Um estudo recente (LaPara et al., 2011) sobre o impacto de água residuárias municipais que passaram por tratamento terciário indicou que a descarga de efluentes municipais muito tratados resultava em um aumento estatisticamente significativo nas quantidades de genes de resistência em águas superficiais limpas. Este resultado prova que até os tratamentos mais eficientes são incapazes de remover estes genes de águas residuárias por completo.

Os sólidos suspensos

As partículas orgânicas e inorgânicas transportadas por águas residuárias até um corpo receptor são chamadas de **sólidos suspensos** (SS). Quando um curso de água deságua em um rio ou lago e a velocidade do fluxo diminui, uma parcela considerável destas partículas sedimenta no fundo. Em linguagem simples, o termo *sedimento* inclui as partículas erodidas do solo transportadas pela água, mesmo quando não estão sedimentadas. As partículas coloidais, que não sedimentam prontamente, geram a turbidez observada em muitas águas superficiais. Os sólidos suspensos orgânicos também afetam a demanda de oxigênio. Os sólidos inorgânicos são despejados por algumas indústrias específicas, mas a principal fonte dessas partículas é a erosão do solo, a qual é muito intensa sobretudo em terrenos desmatados e em áreas utilizadas na construção civil e na mineração por lava a céu aberto. Quantidades excessivas de sedimentos são depositadas em lagos e reservatórios, elevando a turbidez. Com isso, a penetração da luz é reduzida, promovendo o crescimento bacteriano. Com o tempo, os sólidos suspensos sedimentam no fundo do corpo hídrico, destruindo também o hábitat de muitos organismos bentônicos. Até as corredeiras que descem pelas encostas das montanhas são afetadas pelos sedimentos gerados em operações de mineração e de extração de madeira, afetando os habitats de uma série de organismos aquáticos. Por exemplo, as ovas de salmão se desenvolvem e

eclodem apenas em leitos de cascalho solto. À medida que os espaços entre as pedras são preenchidos com sedimentos, as ovas são soterradas, reduzindo as populações de salmão.

Os sais

Embora a maioria das pessoas associe a água salgada a oceanos e lagos salgados, os sais estão presentes, em algum teor, em qualquer água. Estes níveis são mensurados com base na evaporação de uma amostra de água filtrada. Os sais e outros materiais que não evaporam constituem os **sólidos dissolvidos totais (SDTs)**.

A maior parte dos estoques hídricos no oeste dos Estados Unidos é composta de água salgada. Em muitos casos, esta água é “naturalmente” salgada, já que os sais dissolvem-se à medida que ela percola no solo ou em formações rochosas. Contudo, o uso indiscriminado de água para a irrigação em regiões áridas e semiáridas agravou os problemas relativos à salinidade. A evaporação da água de reservatórios e canais abertos ou utilizada na irrigação aumenta a salinidade. Outro aspecto importante diz respeito ao fato de as plantas transpirem, deixando no solo os sais residuais do processo. Os problemas relativos à salinidade também ocorrem onde o lençol freático é salino e se encontra em pouca profundidade. A irrigação eleva o nível do lençol, o que promove o movimento ascendente da água subterrânea para a região da rizosfera. A acumulação de sais em terras agrícolas pode afetar a produção, sobretudo das culturas sensíveis à salinidade, como o milho, a soja, o arroz, a alfaca, a abóbora, a cebola e o pimentão. Alguns solos salinos são recuperados com a aplicação de água o bastante para lixiviar os solutos da rizosfera. Todavia, este processo prejudica a qualidade da água subterrânea no local.

O aumento da salinidade é problemático para em águas superficiais. Quando a água de irrigação percola no solo e retorna ao rio (fenômeno este chamado de vazão de retorno), a salinidade aumenta. Em rios e córregos, a concentração de sal cresce da nascente para a foz, já que as águas são usadas e reutilizadas para a irrigação ao longo desses corpos hídricos.

Para ilustrar este problema, vamos considerar o exemplo do Mar de Salton, o maior corpo hídrico interno a oeste das Montanhas Rochosas. Cobrindo uma área de 98.600 hectares, o Mar de Salton foi formado em 1905, quando uma forte inundação rompeu um dique de represamento do Rio Colorado em um canal de irrigação, fazendo com que as águas escoassem livremente para o interior da Bacia de Salton nos 18 meses seguintes. Desde então, a existência do Mar de Salton é garantida sobretudo pelas águas utilizadas na irrigação de lavouras nos vales de Imperial, Coachella e Mexicali. O lago interno se tornou parada obrigatória para muitas espécies de aves migratórias. O parque nacional criado na região do Mar de Salton serve de refúgio para mais de 400 espécies de aves, condição que o coloca entre as reservas ecológicas dos Estados Unidos que abrigam as maiores diversidades de desses animais. Além de ser uma importante reserva para a pesca desportiva, o Mar de Salton oferece habitat para várias espécies ameaçadas, como o pelicano marrom, alguns peixes do gênero *Cyprinodon* e aves da família das saracuras.

O Mar de Salton é afetado por uma série de problemas de qualidade da água. Devido ao fato de não ter ponto de drenagem para as suas vazões, o sal, nutrientes e outros poluentes ficam retidos em suas águas e sedimentos. A elevação da salinidade é uma das questões ambientais mais graves neste ecossistema. Os níveis de sal na água do Mar de Salton vêm aumentando de forma gradual, e hoje estão em torno de 48 partes por mil, isto é, 30% maior do que a salinidade das águas oceânicas. Muitas espécies de água doce que viviam no lago desapareceram. Na década de 1950, o Departamento de Caça e Pesca da Califórnia introduziu peixes marinhos, como a corvina de boca amarela, a corvina do golfo, o sargo e a tilápia. Hoje, a redução dos cardumes de corvina, um dos peixes mais apreciados na pesca esportiva, é indício de que o Mar de Salton se torne salgado demais até para estas espécies.

Os pesticidas

Os **pesticidas** são compostos químicos utilizados em fazendas, residências e indústrias para controlar diversas espécies de insetos ou ervas daninhas. Os principais tipos de pesticidas são os herbicidas, os inseticidas e os fungicidas. Os herbicidas são aplicados para matar espécies de plantas indesejadas. Os inseticidas eliminam insetos capazes de destruir colheitas, jardins e alguns tipos de estruturas construídas. Já os fungicidas são úteis no controle de fungos, muitos dos quais são patogênicos para as plantas. A Tabela 9-1 lista os pesticidas mais comuns e as respectivas quantidades utilizadas.

TABELA 9-1 Os pesticidas e as respectivas quantidades utilizadas nos Estados Unidos em 2007

Mais comuns		Massa total aplicada (milhões de kg)	Porcentagem mássica relativa (%)
Herbicidas	Glifosato, atrazina, metalachlor	241	49,1
Inseticidas	Clorpirifós, aldicarb, acefato	42	8,6
Fungicidas	Clorotalonil, hidróxido de cobre, mancozeb	7,5	1,5
Outros*	Metam-sódio (metilditiocarbamato de sódio), dicloropropeno, brometo de metila	200	40,7

*Incluem nematicidas, fumigantes e outros pesticidas comuns, além de compostos químicos utilizados como pesticidas, como o enxofre, os derivados de petróleo e o ácido sulfúrico.

Fonte: U.S. EPA (2007) *Pesticide Industry Sales and Usage Reports*

http://www.wpa.gov/opp00001/pestsales/07pestsales/market_estimates2007.pdf

Os pesticidas são encontrados na maior parte das águas superficiais e subterrâneas nos Estados Unidos. Um estudo realizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS – US Geological Survey) para medir a eficiência de 20 programas nacionais de avaliação da qualidade de ambientes aquáticos mostrou que mais de 90% das amostras de água e de peixe coletadas em todos os córregos levantados continha um ou, mais frequentemente, vários pesticidas (Figura 9-4). Os mais comuns, encontrados na água, eram os pesticidas em uso atualmente. Os compostos encontrados em peixes e sedimentos pertenciam à classe dos inseticidas organoclorados, como o DDT, que eram ostensivamente utilizados até duas décadas atrás. Perto de 50% dos poços amostrados continham um ou mais pesticidas. As maiores frequências de detecção foram registradas em águas subterrâneas de pouca profundidade sob áreas agrícolas e urbanas, ao passo que as menores frequências foram observadas em aquíferos profundos (USGS, 1999).

Um estudo realizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos nas bacias hidrográficas a oeste do Lago Michigan (nos estados de Wisconsin e Michigan) revelou a presença de 33 pesticidas em águas superficiais e 15 em águas subterrâneas (Peters et al., 1998). Os pesticidas mais comuns foram os herbicidas aplicados nas lavouras de milho, soja, grãos pequenos e feno. A atrazina, herbicida muito utilizado no cultivo de milho na área de estudo, foi detectado em todas as amostras de água superficial e em mais de metade das amostras de água subterrânea. Os herbicidas simazine, metolachlor, prometon e alachlor foram detectados em mais de 50% das amostras de cursos de água. Um dos resultados positivos do estudo foi a descoberta de que o número de amostras de água superficial que ultrapassou o limite de concentração permitido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para água potável ficou em 11% das amostras analisadas. Contudo, o órgão estabeleceu o limite máximo aceitável de concentração de contaminantes para apenas 20% dos 88 pesticidas analisados. O estudo mostrou que as concentrações de pesticidas em áreas de agricultura intensiva eram aproximadamente 100 vezes

FIGURA 9-4 A ocorrência de pesticidas em áreas agrícolas, urbanas e utilizadas para diversos fins nas áreas do estudo realizado pelo USGS dentro do programa nacional de avaliação da qualidade de ambientes aquáticos (NAWQA).

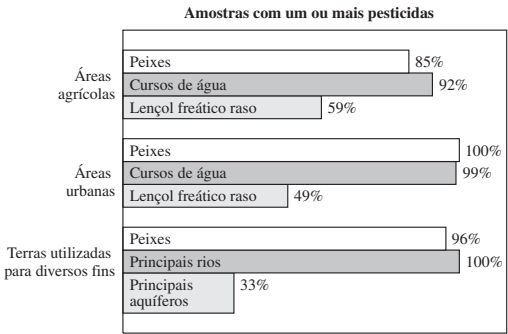
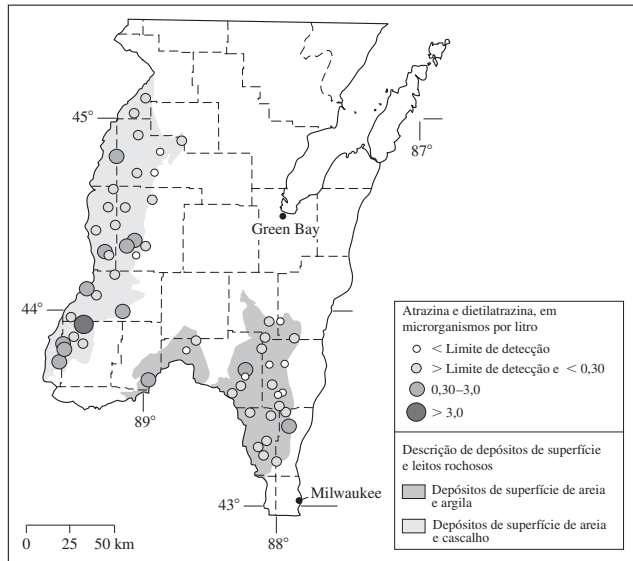


FIGURA 9-5 A ocorrência de atrazina em aquíferos a leste de Wisconsin.



maiores do que aquelas registradas em áreas agrícolas comuns.* De modo geral, as os valores mais altos de concentração ocorreram durante as primeiras chuvas, como resultado dos escoamentos superficiais após a aplicação de pesticidas. Os indícios apontaram que a presença de atrazina em dois córregos da mata era consequência da deposição atmosférica.

Como mostra a Figura 9-5, o estudo também descobriu que os aquíferos mais vulneráveis à contaminação estavam localizados em áreas de agricultura intensiva em solos caracterizados por depósitos geológicos superficiais relativamente permeáveis. Mas estas águas subterrâneas raramente são utilizadas para consumo humano, o que reduz o efeito da contaminação na saúde. A presença de pesticidas foi detectada em sete aquíferos explorados para a captação de água potável. A contaminação da água foi detectada sobretudo nos aquíferos não protegidos por camadas confinantes impermeáveis. A conclusão a que os dois estudos chegaram foi de que os pesticidas são onipresentes no meio ambiente. Para piorar, a presença destes compostos é subestimada, porque alguns dos pesticidas mais utilizados e difíceis de analisar, como o glifosato, a criolita e toda a classe de pesticidas inorgânicos que contêm enxofre e cobre em suas fórmulas, não foram incluídos nas análises. Além disso, nenhum dos estudos examinou a presença de milhares de produtos de degradação destes pesticidas, os quais raramente são incluídos em análises laboratoriais.

Os fármacos e os produtos para a higiene pessoal

Os fármacos e os produtos de higiene pessoal (FPHP) formam uma classe de compostos administrados pela via oral ou de uso tópico para seres humanos e animais. A liberação destas substâncias no meio ambiente se dá pelo descarte na rede de esgoto de medicamentos com prazo de validade vencido, não utilizados ou indesejados. Outra fonte de medicamentos e produtos de higiene pessoal no meio ambiente é a excreção de metabólitos – a excreção do composto original não metabolizado e dos subprodutos de sua metabolização na urina e nas fezes. Desodorantes e bloqueadores solares são lavados durante o banho, lavagem de roupa e natação, e carregados para os cursos de água. Outros são usados no controle de pragas. Por exemplo, a 4-aminopiridina, droga experimental utilizada no tratamento da esclerose múltipla, é empregada como avicida. Já a varfarina é indicada como

*A agricultura intensiva é definida como o cultivo de espécies vegetais como o milho, a soja e pequenos grãos em fileiras, as quais facilitam a aplicação de fertilizantes e pesticidas, além de permitir o uso de implementos agrícolas motorizados para aumentar a produção. A agricultura não intensiva utiliza técnicas simplificadas e antigas de cultivo, como a semeadura manual.

TABELA 9-2 Os compostos desreguladores endócrinos (CDEs)

Grupo 1 Organoclorados	Grupo 2 Compostos industriais	Grupo 3 Polímeros com peso molecular ≤ 1000	Grupo 4 Compostos controlados pela Lei de Substâncias Tóxicas	Grupo 5 Pesticidas
2,4,5-Triclorofenol (S) PCB (K)	Hidrazina (P) Bisfenol A (P)	Fluoropolíol Metoxi-polisiloxano (P)	PAHs (C) Triazina	Malation (S) 1,2-Dibromo-2-cloropropano
2,3,7,8-TCDD (C)	Transplatina (S)	Óxido de polietileno (S)	Chumbo (C)	Dicamba (S)
Pentaclorofenol (C) Hexaclorobenzeno (C)	Benzoflumentiazida Brometo de propantelina (S) p-Nitrotolueno Cloreto de obidoxima (S) Ésteres de ftalatos (C) Alquilfenóis (C)	Poli-isobutileno Poliuretano (S)	Mercúrio (C) Endosulfans Clordecona (S) Tributilestanho (K)	Aldicarb (P) Aldicarb, nitrofen (S) Aldrin (C) DDT e seus metabólitos DDE e DDD (C) Carbaril (K)

P = Provável CDE; S = Suspeita de CDE; C = CDE confirmado; PCB = bifenila policlorada;

TCDD = tetraclorodibenzo-p-dioxina; PAH = hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Fonte: O. A. Sadik e D. M. Witt, 1999; Acerini e Hughes, 2006.

anticoagulante e veneno para ratos. As drogas medicinais e cosméticos também migram para o meio ambiente em aterros sanitários mal projetados e cemitérios (U.S. EPA, 2006; Daughton, 2003).

Em sua maioria, medicamentos e produtos para higiene pessoal são compostos polares, o que significa que tendem a migrar para os cursos de água e não serem adequadamente sorvidos no solo e nos sedimentos. Muitos são detectados em esgotos municipais e em águas superficiais (Hummel et al., 2006; Buser et al., 1999; Buser, Muller e Theobald, 1998a; Buser, Poiger e Muller, 1998b). Uma vez que os sistemas de tratamento de águas residuárias convencionais não são projetados para remover a maioria dos medicamentos e cosméticos, muitos destes compostos passam inalterados pelas estações de tratamento. Não é o caso dos analgésicos, os quais são prontamente removidos durante o tratamento (Sedlak, Gray e Pinkston, 2000). A presença de medicamentos na água potável parece ser pouco frequente, e, quando é detectada, as concentrações desses compostos são baixas (Daughton, 2003). Sempre que necessário a osmose reversa é uma alternativa para remover estas substâncias da água reciclada (Sedlak et al., 2000).

Os efeitos dos FPHPs no meio ambiente não estão totalmente esclarecidos. Fong (1998) demonstrou que a fluvoxamina, indicada como antidepressivo e antiobsessivo, afeta a reprodução do marisco zebra do sexo masculino. Cunningham et al. (2006) descobriu que, em concentrações abaixo de 1 mg/L, a maioria dos compostos farmacêuticos não exerce qualquer efeito tóxico agudo em organismos aquáticos. Todavia, mais pesquisas precisam ser realizadas para estudar os efeitos crônicos dos FPHPs nas formas de vida aquáticas.

Os desreguladores endócrinos

Nos últimos anos, os compostos desreguladores endócrinos (CDEs) passaram a ser o alvo da comunidade científica, das agências reguladoras e do público. Os CDEs incluem as bifenilas policloradas (presentes nas formulações de alguns pesticidas), pesticidas comumente utilizados, como a atrazina e outros compostos de triazina, além dos ftalatos (mostrados na Tabela 9-2). Os CDEs imitam os estrogênios e os androgênios, chamados de hormônios tireoidianos, e seus antagonistas, embora as estruturas de muitos CDEs tenham pouca semelhança com as dos hormônios naturais, com os quais, contudo, interferem (ver a Figura 9-6). Além disso, os CDEs afetam os processos reprodutivos e de crescimento de mamíferos, aves, répteis e peixes (Sadik e Witt, 1999; Harries et al., 2000). Estes compostos também alteram a função fisiológica do sis-

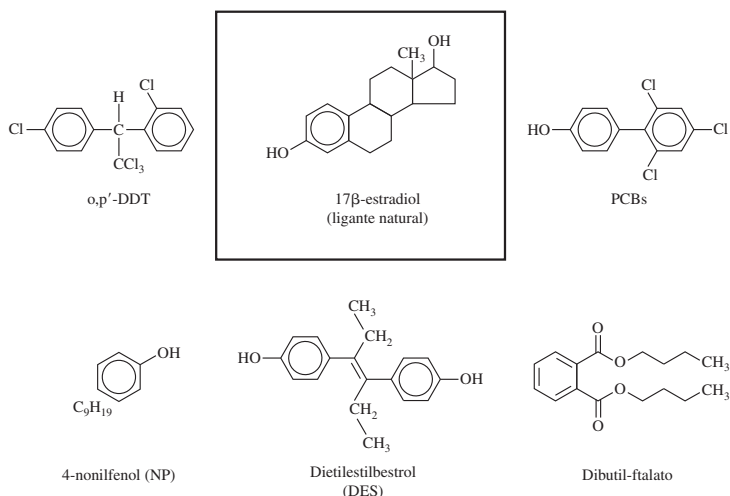


FIGURA 9-6
Fórmulas estruturais de alguns compostos suspeitos de serem CDEs causadores de efeitos estrogênicos (também chamados de xenoestrógenos), comparadas com a estrutura do 17 β -estradiol, um ligante natural.

tema endócrino, influenciando a síntese de hormônios no organismo. Os alvos de alguns CDEs incluem os tecidos em que estes hormônios atuam.

Embora vários estudos tenham apontado para os possíveis efeitos destes compostos na vida selvagem (Acerini e Hughes, 2006), em relação à saúde humana, as implicações das doses relativamente baixas destas substâncias no meio ambiente são motivo de controvérsia. Todavia, as pesquisas recentes indicam que algumas preocupações têm fundamento. Por exemplo, nos países desenvolvidos, a incidência de câncer dos testículos vem aumentando (Moller, 1998) e a qualidade e a quantidade do esperma expressam tendência de queda (Andersen et al. 2000). Hoje, a frequência de testículos não descendentes e de hipospádia (defeito de nascença no qual o a abertura do canal urinário não se encontra no local correto no órgão genital masculino) é considerada elevada (Paulozzi, Erickson e Jackson, 1997). Outro aspecto importante é que a frequência de distúrbios reprodutivos na população do sexo masculino aumentou nos últimos 40 anos. Os indícios mostram que a exposição a alguns CDEs tem papel na incidência de puberdade precoce em algumas crianças (Parent et al., 2003). Em contrapartida, a exposição às PCBs foi relacionada à puberdade tardia em meninas e meninos (Den Hond et al., 2002). São necessárias muitas pesquisas para melhor entender e monitorar os riscos à saúde associados aos CDEs.

Outros compostos orgânicos

Já discutimos os efeitos do descarte de alguns grupos de compostos orgânicos. Porém, o número de substâncias orgânicas com potencial de causar problemas ambientais é muito maior. Estas incluem os hidrocarbonetos gerados nos processos de combustão e aqueles liberados nos derramamentos de petróleo e de gasolina, assim como os solventes utilizados na lavagem a seco e em banhos metálicos. Os hidrocarbonetos produzidos durante a combustão incluem o metano, o benzeno e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (*polycyclic aromatic hydrocarbons*, PAHs). Estes contêm dois ou mais anéis benzênicos ligados um ao outro (ver a Figura 2-8) em suas fórmulas. Vários HPAs são carcinógenos humanos confirmados. Uma vez que são lipofílicos, os HPAs bioacumulam com facilidade. Entram no meio ambiente nos derramamentos de petróleo e de gasolina. Dentre os solventes utilizados na lavagem a seco e em banhos metálicos, estão o tricloroetano, o tetracloroetano, o tricloroetileno e o tetracloroetileno (ver a Figura 2-4). Estes compostos voláteis contaminam as águas subterrâneas quando ocorrem vazamentos nos locais em que são armazenados ou quando não são descartados corretamente. A degradação anaeróbia destes compostos pode levar à formação do cloreto de vinila, carcinógeno humano confirmado. Devido ao caráter hidrofóbico destes compostos, muitos são sorvidos por partículas e acabam se concentrando nos sedimentos de rios e lagos. Em caso de perturbação do sedimento, pode ocorrer uma resolubilização destes produtos químicos para a coluna de água.

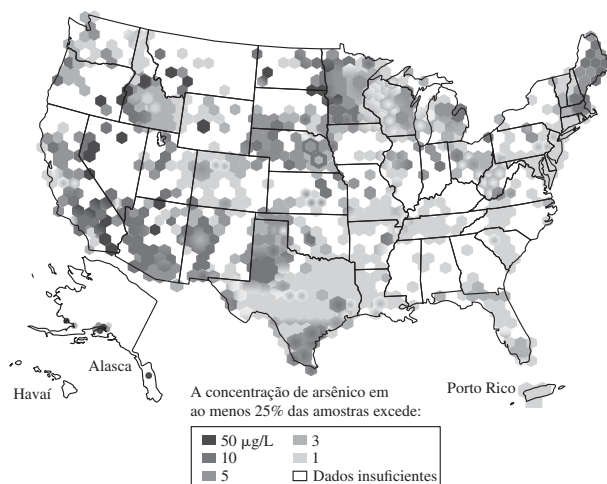


FIGURA 9-7 As concentrações de arsênio nas águas subterrâneas dos Estados Unidos.

O arsênico

O arsênico é um elemento que ocorre naturalmente no meio ambiente. A presença do elemento em águas subterrâneas é resultado da dissolução espontânea de minerais presentes em rochas intemperizadas, sobretudo os óxidos de ferro e os minerais contendo sulfetos. Concentrações elevadas de arsênico foram observadas em corpos de água nos estados norte-americanos do Maine, Michigan, Minnesota, Dakota do Sul, Oklahoma e Wisconsin. Foi provado que as águas subterrâneas em muitas regiões destes estados têm concentrações de arsênico acima de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Welch et al., 1999). A Figura 9-7 mostra as áreas em que a concentração de arsênico em águas subterrâneas é motivo de preocupação nos Estados Unidos. Este problema preocupa cientistas e engenheiros ambientais também em outros países, como Índia, Taiwan e Bangladesh, onde, segundo a Organização Mundial da Saúde, entre 33 e 77 milhões dos 125 milhões de habitantes do país correm risco de envenenamento por arsênico presente em águas subterrâneas.

O envenenamento com o arsênico presente nessas águas tem muitas consequências para a saúde, entre as quais estão problemas circulatórios e gastrintestinais, diabetes, neuropatias periféricas e lesões na pele (Chen et al., 1992). Estudos epidemiológicos realizados em diversos países (como Taiwan, Japão, Inglaterra, Hungria, México, Chile e Argentina) determinaram a relação entre o consumo de água contaminada com o elemento e a incidência de câncer de pele. Taxas elevadas de mortalidade decorrentes de tumores em órgãos internos como o fígado, a bexiga, os rins e os pulmões foram relatadas na literatura especializada (Chen et al., 1992).

Em 22/1/2001, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos adotou um novo limite para o arsênico na água. A agência definiu que o nível máximo de contaminante (NMC) deveria ser 10 µg/L , valor este que se tornou obrigatório em 23/1/2006. Com o valor anterior de NMC, 50 µg/L , o risco de câncer (independentemente do tipo) durante a expectativa de vida era da ordem de 1 para 100. Após o relatório publicado pelos Conselhos Nacionais de Pesquisa daquele país intitulado *Arsenic in Drinking Water* (1999), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) propôs que o NMC do arsênico deveria ser $5 \text{ µg} \cdot \text{L}^{-1}$. A meta de NMC igual a zero também foi sugerida. Apesar da política da agência sobre o tema, que previa a definição de um valor de NMC o mais próximo possível da meta considerando-se as condições tecnológicas e a relação custo-benefício da observação deste limite, o NMC foi definido não em $5 \text{ µg} \cdot \text{L}^{-1}$, mas em $10 \text{ µg} \cdot \text{L}^{-1}$. Com este valor, o risco combinado de câncer de bexiga e de pulmão durante a expectativa de vida foi de 30 para cada 10 mil habitantes do sexo feminino e 37 por 10 mil habitantes do sexo masculino (National Research Council, 2001). Estes riscos podem ser comparados com os valores de NMC estabelecidos para uma variedade de outros carcinógenos, os quais são baseados em níveis de risco que vão de 1:100.000 a 1:1.000.000.

Os metais tóxicos

Os metais pesados entram nos ambientes aquáticos por caminhos diversos, como os despejos de resíduos industriais e de estações de tratamento de águas residuárias, os escoamentos superficiais das águas da chuva, as operações de mineração e as emissões de gases por chaminés, e outras fontes difusas (como veículos automotivos, por exemplo). Os metais pesados mais comuns na natureza são o arsênico, o cádmio, o cromo, o cobre, o níquel, o chumbo e o mercúrio. Estes metais persistem no meio ambiente e, por essa razão, tendem a se acumular no solo, nos sedimentos e na biota. Os metais pesados também são bioacumulados e biomagnificados.

As operações de mineração têm impacto muito forte na qualidade da água. A drenagem ácida de minas é composta por uma série de reações geoquímicas e microbianas ocorridas quando a água entra em contato com a pirita presente no carvão ou nas terras geradas nas escavações. A água resultante tem pH baixo e concentrações elevadas de metais dissolvidos, como o cobre, o chumbo e o mercúrio. A drenagem ácida de minas causa a contaminação dos estoques que fornecem água para potabilização, a destruição de ecossistemas e de biotas, e a corrosão de obras de infraestrutura, como pontes, por exemplo. O contato com a água de corpos hídricos muito poluídos com estes metais pode causar irritações cutâneas. De modo geral, as águas contaminadas se tingem intensamente de diversas cores, e podem deixar a sua marca nas obras de infraestrutura em contato com elas. Os leitos dos rios poluídos se cobrem de um precipitado gelatinoso amarelo ou laranja, composto de hidróxido de ferro.

Um dos primeiros casos de intoxicação por metais pesados comprovadamente causada pela poluição da água e pela bioacumulação de um metal ocorreu em Minamata, no Japão. Em maio de 1956 surgiu a notícia de que os residentes da área costeira de Yatsushiro, sobretudo próximo à Baía de Minamata, estavam sofrendo de um distúrbio neurológico. As pessoas afetadas sentiam dificuldade de falar e de enxergar, e apresentavam paralisia labial e de membros superiores e inferiores. Movimentos involuntários e episódios de perda de consciência foram registrados. Houve relatos de gatos que teriam perdido a sanidade e pulado das docas nas águas do mar. Pássaros caíam mortos em pleno voo. Ao final daquele ano, 52 casos da temida doença, chamada de Mal de Minamata, haviam sido registrados, 17 dos quais culminaram em morte. As investigações mostraram que a enfermidade era causada pela exposição ao metilmercúrio. Durante anos, a Chisso Corporation, empresa da região, havia despejado mercúrio nas águas da baía. Ao contato com os sedimentos anóxicos, o metal sofreu reação de metilação, formando o metilmercúrio. Os organismos que se alimentavam desses sedimentos, como caranguejos, camarões e crustáceos consumiam também o metilmercúrio. Com isso, o composto ascendia pela rede alimentar, até chegar aos peixes e pássaros carnívoros da região, passando então para gatos e seres humanos. Em 1965 ocorreu um segundo surto do Mal de Minamata, desta vez na bacia do Rio Agano. O número exato de pessoas afetadas é desconhecido, mas estima-se que tenha sido da ordem de milhares.

Outro mal causado pela intoxicação com metais é a Doença Ai-ai, causada pela exposição ao cádmio e caracterizada por problemas renais que evoluem para osteomalácia. O nome da doença tem origem nas queixas de pacientes afetados, que sofrem de dores crônicas nas costas e nos ossos. Neste caso, a água contaminada com cádmio do Rio Jinzu foi usada na irrigação das plantações de arroz da região. O arroz absorveu os metais pesados, entre eles o cádmio. A exposição ao metal ocorreu quando as pessoas consumiram o produto.

Por sorte, estes incidentes nos ensinaram muitas lições. Leis e regulamentações foram promulgadas, reduzindo significativamente a liberação de metais tóxicos a partir de fontes pontuais, como as operações industriais, por exemplo. As legislações mais recentes se concentram na redução dos níveis de metais de fontes não pontuais, entre as quais os escoamentos superficiais de áreas urbanas.

O calor

Embora não seja amplamente reconhecido como um poluente, o calor liberado no meio ambiente, sobretudo na geração de energia termoeletrica, gera problemas ambientais conhecidos. As águas resultantes de muitos processos industriais são mais quentes do que as dos corpos hídricos receptores. Em alguns ambientes, a elevação na temperatura das águas destes corpos causada por despejos de água quente é benéfica. Por exemplo, sabe-se que a produção de mariscos e de ostras em algumas áreas aumenta com a liberação de calor na água. Por outro lado, águas aquecidas têm efeito negativo nas populações de muitas espécies de peixes usadas na pesca comercial e esportiva, as quais vivem apenas em águas frias, como o salmão e a truta. Em alguns casos, o despejo das

águas quentes de uma usina termoeletrica impede a migração de populações inteiras de salmão. O calor é considerado uma das principais causas da feminização do salmão de Chinook, no Rio Colúmbia, próximo a Hanford, no estado norte-americano de Washington. Tudo indica que temperaturas muito elevadas ou flutuações expressivas destas durante o desenvolvimento das ovas fazem com que o embrião macho da espécie produza órgãos sexuais femininos funcionais (Nagle et al., 2001). O aquecimento da água de corpos hídricos também agrava o quadro de redução dos níveis de oxigênio dissolvido em áreas onde resíduos demandadores de oxigênio estão presentes. O resultado final é o agravamento generalizado da deterioração da qualidade da água.

O aumento da temperatura da água acarreta a redução da solubilidade do dióxido de carbono. As águas dos oceanos são importantes sumidouros deste gás. Logo, qualquer queda na solubilidade do CO_2 pode ter impactos expressivos na concentração do gás na atmosfera. O aquecimento das águas do mar causa o branqueamento dos corais, fenômeno no qual os pólipos destes organismos expõem as zooxantelas, algas endossimbiontes responsáveis pela coloração típica dos corais. O exato mecanismo deste processo não é conhecido, mas sabe-se que outros fatores de estresse, como a elevação da intensidade da luz solar, a baixa salinidade e a presença de poluentes agravam o problema. Uma vez que corais e algas estabelecem relações simbióticas, o estresse térmico por tempo indeterminado aumenta o risco de os corais perderem sua coloração, morrendo. O branqueamento em massa dos corais foi detectado na década de 1980, devido ao constante aumento na temperatura das águas oceânicas, o qual força os corais construtores de recifes a sobreviverem em águas excessivamente quentes, próximas ao limite térmico tolerável para estas espécies. Os cientistas calculam que, se a taxa atual de branqueamento se mantiver, a Austrália perderá todas ou ao menos a maior parte de suas colônias de corais em 2050.

As nanopartículas

As partículas que medem menos de 100 nm são denominadas nanopartículas. O grupo inclui compostos químicos que ocorrem naturalmente em materiais húmicos (gerados a partir da matéria vegetal e animal decomposta); as partículas de titânio presentes em emulsões de analgésicos; os nanotubos de compostos de fulereno utilizados na produção de pneus, de raquetes de tênis, telas de monitores de vídeo, e na produção de cosméticos; e os nanomateriais de origem proteica adotados pela indústria de sabões, xampus e detergentes (Wiesner et al., 2006). Os fulerenos são materiais novos, produzidos à base de carbono. Sua estrutura lembra esferas, elipsoides ou tubos ocos. Por conta de propriedades exclusivas como a resistência, a condutividade elétrica e a afinidade por elétrons elevadas, as aplicações comerciais destes materiais aumentaram quase exponencialmente em um período muito curto.

O uso responsável destes materiais requer a compreensão de como os compostos químicos se comportam no meio ambiente natural e o conhecimento sobre o impacto que têm nos seres humanos e em outros organismos. Atributos como o tamanho, a solubilidade, a forma, a composição química e a estrutura superficial governam a interação das nanopartículas com os organismos. As nanopartículas hidrofóbicas e lipofílicas tendem a se acumular nos tecidos vivos. O tamanho reduzido e a grande área superficial permitem que as nanopartículas sorvam e transportem poluentes tóxicos que, quando inalados, causam uma série de doenças pulmonares em mamíferos, como o granuloma do pulmão (Guzman et al., 2006). Foi comprovado que óxidos metálicos causam inflamações pulmonares em roedores e humanos (Wieser et al., 2006). As nanopartículas inaladas têm comportamento semelhante ao de um gás, além da habilidade de se deslocarem pelo organismo, viajando pelo sangue e atingindo órgãos como o fígado e o cérebro. São necessárias muitas pesquisas para avaliarem-se os riscos e impactos ambientais destes materiais. Somente assim a nanotecnologia poderá se consolidar como tecnologia sustentável e responsável.

9-3 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS

O objetivo da gestão da qualidade da água é controlar a descarga de poluentes e impedir a degradação em níveis acima dos permitidos ou observados no ambiente natural. No entanto, o controle dos despejos de poluentes é realizado com base em abordagens quantitativas. Entre as muitas competências dos engenheiros ambientais estão a capacidade de medir os níveis dos poluentes, de prever o efeito destas substâncias na qualidade da água, de determinar a qualidade inicial (isto é, sem os efeitos das atividades humanas) e de decidir sobre os níveis aceitáveis de poluentes em função dos usos das águas avaliadas.

Para a maioria das pessoas, o córrego que desce as montanhas, com suas águas límpidas e geladas oriundas do derretimento das neves nos picos representa o máximo em termos de qualidade da água.* Claro que um curso de água com estas características é precioso, mas não se pode esperar que a água do Rio Mississippi tenha qualidade equivalente. Isso nunca aconteceu e nunca acontecerá. Contudo, para que suas águas sejam aproveitáveis, os dois corpos hídricos precisam ser administrados de forma adequada. O córrego nas montanhas pode servir de criadouro para peixes e, portanto, precisa ser protegido contra a ação do calor, dos sedimentos e da poluição química. Já as águas do Rio Mississippi são naturalmente aquecidas pela exposição à luz solar ao longo de centenas de quilômetros, e arrastam consigo os sedimentos de extensas áreas de terras. Porém, este famoso rio não está imune aos danos provocados pela matéria orgânica e pelos compostos químicos tóxicos nele despejados. Suas águas abrigam uma grande diversidade de espécies de peixes, e abastecem milhões de pessoas.

Os efeitos da poluição de um rio dependem da natureza dos poluentes e das características particulares de suas águas.** Entre estes atributos, alguns dos mais importantes são o volume e a velocidade das águas que contribuem com a vazão do rio, a profundidade de seu canal, o tipo de leito e a vegetação ciliar. Outros fatores incluem o clima da região, o perfil mineral da bacia hidrográfica, os padrões de utilização da terra e as formas de vida aquática no ecossistema ribeirinho. A gestão da qualidade da água de determinado rio precisa considerar estes fatores. Logo, alguns rios são muito suscetíveis à presença de poluentes, como os sedimentos, o sal e o calor, ao passo que outros toleram grandes aportes destes agentes sem sofrerem qualquer dano.

Alguns poluentes, especialmente os nutrientes e os resíduos demandadores de oxigênio, são muito comuns e exercem tamanho efeito na vasta maioria dos rios, que merecem ênfase especial neste capítulo. Isto não quer dizer que estes poluentes sejam os mais importantes em determinado rio; ao contrário, esta condição mostra tão somente que nenhuma outra categoria de contaminante tem consequências tão abrangentes para nossos rios. Por esta razão, as seções abaixo examinam em detalhe como os materiais demandadores de oxigênio e nutrientes afetam a qualidade da água nos rios.

O efeito dos resíduos demandadores de oxigênio nos rios

A introdução de qualquer material demandador de oxigênio nos rios, seja orgânico, seja inorgânico, retira o gás dissolvido na água. Se a concentração do oxigênio cair abaixo de um valor crítico, concretiza-se uma ameaça a peixes e outras formas de vida superiores nos ambientes aquáticos. Para prever a extensão do consumo de oxigênio, é preciso conhecer a quantidade de resíduos despejada e o teor de oxigênio necessário para a degradação destes resíduos. Sabemos que o oxigênio é continuamente compartimentalizado da atmosfera e da fotossíntese de algas e plantas aquáticas para a água. Entretanto, como o gás é consumido pelos organismos aquáticos, a concentração do oxigênio no rio é determinada com base nas velocidades relativas destes processos concorrentes. Os materiais demandadores de oxigênio normalmente são medidos com base na quantidade de oxigênio consumido durante a decomposição, de maneira a simular a degradação em águas naturais. Portanto, iniciamos esta seção com o exame dos fatores que influenciam o consumo do oxigênio durante a decomposição da matéria orgânica. Após, a oxidação do nitrogênio inorgânico é discutida, e as equações utilizadas para prever as concentrações de oxigênio dissolvido nos rios com base na degradação da matéria orgânica são desenvolvidas e analisadas.

A demanda bioquímica de oxigênio

Conhecendo-se a composição química de uma substância, é possível utilizar cálculos estequiométricos para determinar a quantidade de oxigênio necessária para oxidá-la em dióxido de carbono e água. Esta quantidade de oxigênio é chamada de **demanda teórica de oxigênio (DTO)**.

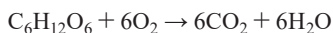
*A água em um córrego como este pode não ser apropriada para o consumo, por mais atraente que ela pareça. Os escoamentos superficiais contendo organismos patogênicos como *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, os quais são excretados nas fezes de animais selvagens, causam doenças nos seres humanos. Esta é uma boa razão para realizar-se a desinfecção de todas as águas superficiais direcionadas para o consumo humano.

**Aqui, o termo *rio* é utilizado em alusão a córregos, riachos, arroios e qualquer outro canal de escoamento de águas doces.

EXEMPLO 9-1

Calcule a demanda teórica de oxigênio de $108,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$).

Solução Começamos escrevendo a equação do balanço de massa para a reação.



A seguir, calculamos os pesos moleculares em grama dos reagentes, utilizando a tabela na capa interna deste livro.

Glicose	Oxigênio
6C = 72	(6)(2)O = $192 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$
12H = 12	
6O = 96	
<u>180 g · mol⁻¹</u>	

Logo, são necessários 192 g de oxigênio para oxidar 180 g de glicose em CO_2 e H_2O .

A DTO de $108,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de glicose é:

$$(108,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de glicose}) \left(\frac{192 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \text{ O}_2}{180 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} \text{ glicose}} \right) = 116 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ O}_2$$

Em comparação com a DTO, a **demanda química de oxigênio** (DQO) é um parâmetro mensurável e independente do conhecimento prévio sobre a composição química das substâncias presentes a água. No teste da DQO, um agente oxidante forte (como o ácido crômico, por exemplo) é misturado a uma amostra de água. A mistura é colocada em um balão de refluxo, e a diferença entre as quantidades inicial e final do agente oxidante é utilizada para calcular a DQO.

Quando a oxidação de um composto orgânico é realizada por microrganismos que o utilizam como fonte de alimento, o oxigênio consumido é chamado de **demanda bioquímica de oxigênio** (DBO). A DBO é obtida a partir de um bioensaio que utiliza microrganismos e condições semelhantes às aquelas observadas na água no ambiente natural para obter uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na amostra. O termo **bioensaio** é utilizado em referência a testes realizados com base em meios biológicos. A DBO sempre é menor do que a DTO, devido à assimilação de parte do carbono na geração de novas células bacterianas. Logo, uma parcela do carbono solúvel é removida, mas não é mensurada no teste da DBO.

A medição da DBO da água é realizada inoculando-se uma amostra de água com uma cultura bacteriana, que consumirá a matéria orgânica presente na água como fonte de energia para a manutenção de seus processos vitais. Uma vez que os organismos também utilizam oxigênio na degradação de resíduos, este processo é denominado **decomposição aeróbia**. O oxigênio consumido neste processo é facilmente mensurado. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente, maior a quantidade de oxigênio utilizada. O teste da DBO dá uma medida indireta do teor de matéria orgânica, porque na verdade ele mede apenas a variação da concentração de oxigênio dissolvido causada pela ação dos microrganismos durante a degradação do material. Embora algumas matérias orgânicas não sejam biodegradáveis e os procedimentos do teste nem sempre gerem resultados precisos, a DBO é o método mais utilizado para medir teores de matéria orgânica, devido à relação conceitual direta que este parâmetro tem com o consumo de oxigênio em corpos hídricos receptores.

As situações em que os valores da DTO e da DBO são idênticos são extremamente raras. Se a composição química das substâncias na água é conhecida e estas puderem ser totalmente oxidadas pela via química, então as duas medidas da demanda de oxigênio serão iguais. É o caso de um resíduo contendo açúcares simples. Esta diferença entre a DBO e a DTO ou a DQO resulta do fato de que parte do carbono sempre é convertida em biomassa ou em compostos orgânicos residuais. Esta matéria orgânica é removida durante o teste e, portanto, não é mensurada, como vimos.

Quando uma amostra de água contendo matéria orgânica degradável é colocada em um recipiente fechado e inoculada com bactérias, o consumo de oxigênio normalmente segue o

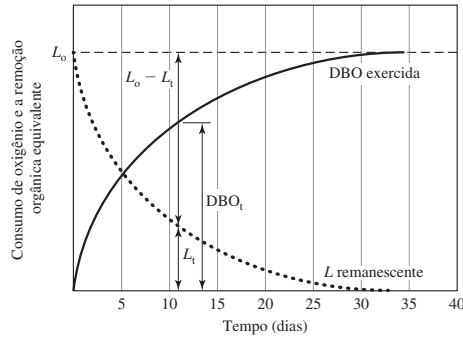


FIGURA 9-8 Relação entre DBO e equivalentes em oxigênio.

padrão mostrado na Figura 9-8. Nos primeiros dias, a velocidade do consumo de oxigênio é alta por conta da concentração elevada da matéria orgânica presente no meio. À medida que esta concentração diminui, a velocidade em que o oxigênio é consumido também cai. Na última parte da curva da DBO, o consumo de oxigênio é associado sobretudo à decomposição das bactérias que proliferaram no começo do teste. O entendimento geral é de que a velocidade de consumo do oxigênio é diretamente proporcional à concentração da matéria orgânica remanescente em determinado momento. Por essa razão, a curva da DBO mostrada na Figura 9-8 pode ser descrita matematicamente como uma reação de primeira ordem. Com base nos conceitos de velocidade e de ordem de reação apresentados no Capítulo 4, a curva pode ser expressa como:

$$\frac{dL}{dt} = -r_A \quad (9-1)$$

onde L = equivalente em oxigênio dos compostos químicos remanescentes (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$$-r_A = -kL$$

k = constante de velocidade de reação (em dias^{-1})

Rearranjando e integrando a Equação 9-1, temos:

$$\frac{dL}{L} = -k dt \quad (9-2)$$

$$\int_{L_0}^{L_t} \frac{dL}{L} = -k \int_0^t dt \quad (9-3)$$

$$\ln \frac{L_t}{L_0} = -kt \quad (9-4)$$

ou

$$L_t = L_0 e^{-kt} \quad (9-5)$$

onde L_0 = equivalente em oxigênio da matéria orgânica no $t = 0$

L_t = equivalente em oxigênio dos compostos químicos remanescentes no tempo t ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Não estamos interessados em L_t , mas na quantidade de oxigênio utilizada na decomposição da matéria orgânica (DBO_t). A Figura 9-8 deixa claro que a DBO_t é a diferença entre o valor inicial de L_0 e L_t , logo:

$$\begin{aligned} \text{DBO}_t &= L_0 - L_t \\ &= L_0 - L_0 e^{-kt} \\ &= L_0 (1 - e^{-kt}) \end{aligned} \quad (9-6)$$

L_0 muitas vezes é denominada **DBO final**, isto é, o máximo consumo de oxigênio possível após o resíduo ter sido totalmente decomposto. A Equação 9-6 é chamada de equação da velocidade da DBO. Observe que k (minúsculo) é a constante de velocidade de reação base e .

EXEMPLO 9-2

Se a DBO de três dias (DBO_3) é $75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a constante de decaimento da DBO, k , é $0,345 \text{ dia}^{-1}$, qual é a DBO final?

Solução Substituindo os valores dados na Equação 9-6 e resolvendo para a DBO final, L_o , temos:

$$75 = L_o(1 - e^{-(0,345 \text{ dias}^{-1})(3 \text{ dias})}) = 0,645L_o$$

ou

$$L_o = \frac{75}{0,645} = 116 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

É preciso lembrar que a DBO final (L_o) é definida como a DBO máxima exercida pelo resíduo. Ela é representada pela linha horizontal tracejada na Figura 9-8. Como a DBO_t se aproxima de L_o pela assíntota, é difícil estipular o tempo exato para a DBO final. Na verdade, com base na Equação 9-1, ela é alcançada apenas no limite, quando t tende ao infinito. Todavia, do ponto de vista prático, percebe-se que quando a curva da DBO se aproxima da horizontal, a DBO final foi alcançada. Na Figura 9-8, este tempo seria de aproximadamente 35 dias. Nos cálculos, utilizamos uma regra básica segundo a qual, se a DBO_t e o valor de L_o forem iguais após o arredondamento com três casas decimais, então o tempo para se chegar à DBO final foi alcançado. Considerando-se as incertezas inerentes ao teste da DBO, há casos em que o arredondamento com duas casas decimais gera um resultado realista.

Ainda que a DBO final seja a melhor medida da concentração de matéria orgânica degradável, por si só o parâmetro não basta como indicador da velocidade de consumo do oxigênio em um corpo receptor. A diminuição dos níveis do oxigênio está relacionada com a DBO final e com a constante de velocidade da DBO (k). A DBO final é diretamente proporcional à concentração da matéria orgânica degradável, mas o valor numérico da constante de velocidade depende dos seguintes fatores:

1. A natureza do resíduo
2. A capacidade de os organismos presentes no sistema utilizarem o resíduo
3. A temperatura

A natureza do resíduo. Existem milhares de compostos orgânicos na natureza, nem todos podem ser degradados com a mesma facilidade. A degradação de açúcares e amidos simples é rápida e, portanto, tem uma constante de velocidade da DBO muito alta. A celulose (presente em muitos materiais, como o papel higiênico, por exemplo) se decompõe muito devagar, ao passo que compostos como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos de alto peso molecular, as substâncias com elevado grau de cloração, como o DDT, o clorpirifós, as PCBs, a cafeína e muitos compostos estrógenos presentes na formulação de contraceptivos praticamente não são degradados no teste da DBO ou em sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias. Em alguns casos, como ocorre com muitos compostos fenólicos, a substância é tóxica e letal para os microrganismos, o que reduz ou impede a degradação do resíduo. Outros compostos estão entre estes extremos. A constante de velocidade da DBO para um resíduo complexo é fortemente influenciada pelas proporções relativas dos diversos componentes. A Tabela 9-3 apresenta alguns valores típicos da constante de velocidade da DBO. As constantes de velocidade mais baixas observadas para esgotos tratados, em comparação com o esgoto bruto, resultam do fato de as substâncias decompostas com facilidade serem mais amplamente removidas durante o tratamento de águas residuárias.

A capacidade de os organismos utilizarem resíduos. A capacidade dos microrganismos utilizarem compostos orgânicos é limitada. Por essa razão, muitas substâncias são

TABELA 9-3 Alguns valores típicos da constante de velocidade da DBO

Amostra	<i>k</i> (dia ⁻¹) (para 20°C)
Esgoto não tratado	0,35–0,70
Esgoto plenamente tratado	0,12–0,23
Água poluída de rios	0,12–0,23

decompostas por um grupo muito pequeno de microrganismos. Em um ambiente natural em que ocorre o despejo contínuo de resíduos orgânicos, a população de microrganismos predominante é aquela que for capaz de utilizar estes resíduos da forma mais eficiente. Porém, na análise da DBO, a cultura utilizada para inocular a amostra pode conter um número muito pequeno de organismos decompositores de compostos orgânicos específicos. Este problema é muito comum na análise de resíduos industriais. O resultado é que a constante de velocidade da DBO é menor no teste de laboratório do que em águas naturais. Para evitar este problema, o teste da DBO deve ser realizado com organismos que tenham sido aclimatados* ao resíduo, de maneira que a constante de velocidade determinada em laboratório seja comparável ao valor real da constante no rio.

A temperatura. A velocidade da maioria dos processos biológicos aumenta com a temperatura. O consumo de oxigênio é resultado do metabolismo dos microrganismos. Logo, a velocidade deste consumo também é afetada pela temperatura. Em uma situação ideal, a velocidade da constante da DBO deve ser determinada em laboratório levando-se em conta a temperatura da água do corpo receptor. Entretanto, esta situação esbarra em duas dificuldades. Muitas vezes a temperatura do corpo receptor varia ao longo do ano, o que exige a realização de um número elevado de testes para definir-se o valor de *k*. Além disso, a tarefa de comparar dados relativos a locais diferentes e temperaturas distintas é complexa. Os testes em laboratório são realizados na temperatura padrão de 20°C. Por essa razão a constante de velocidade da DBO é ajustada à temperatura da água do corpo receptor utilizando-se a equação:

$$k_T = k_{20}(\theta)^{T-20} \tag{9-7}$$

onde *T* = temperatura real do corpo receptor (°C)
k_T = constante de velocidade da DBO na temperatura real do corpo receptor (dias⁻¹)
k₂₀ = constante de velocidade da DBO a 20°C (dias⁻¹)
θ = coeficiente de temperatura. Para águas residuárias domésticas entre 4 e 20°C, o valor do coeficiente é 1,135. Em temperaturas entre 20 e 30°C, o valor é 1,056 (Schroepfer, Robins e Susag, 1964).

EXEMPLO 9-3

Um resíduo é despejado em um rio com temperatura de 10°C. Qual é a fração do consumo máximo de oxigênio após quatro dias, se a constante de velocidade da DBO (*k*) determinada nas condições padrão em um laboratório é 0,115 dia⁻¹? (*Observação:* todas as constantes têm base *e*.)

Solução Primeiro, calculamos a constante de velocidade da DBO, *k*, para o resíduo na temperatura do rio, utilizando a Equação 9-7.

$$k_{10^{\circ}\text{C}} = 0,115(1,135)^{10-20}$$
$$= 0,032 \text{ dia}^{-1}$$

*O termo *aclimatado* indica que os organismos tiveram tempo de adaptarem suas funções metabólicas ao resíduo, ou que as circunstâncias permitiram que eles predominem no meio de cultura.

Utilizamos o valor de k na Equação 9-6 para encontrar a fração do oxigênio consumido após quatro dias, em relação ao consumo máximo:

$$\frac{DBO_4}{L_o} = [1 - e^{-(0,032 \text{ dias}^{-1})(4 \text{ dias})}]$$

$$= 0,12$$

A medida da demanda biológica de oxigênio em laboratório

A consistência dos resultados da análise da DBO em laboratório é função do grau de padronização dos procedimentos adotados. Nos parágrafos abaixo, o teste padrão da DBO é descrito com ênfase na justificativa de cada uma de suas quatro etapas, não nos detalhes da realização do teste. Este procedimento laboratorial é explicado na obra de referência sobre rotinas laboratoriais e controle da poluição aquática, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Eaton et al., 2005).

Etapla 1. Um frasco específico para a realização da DBO (de 300 mL, Figura 9-9) é enchido até a borda com uma amostra de água adequadamente diluída e inoculada com microrganismos. O frasco é fechado, para eliminar bolhas de ar. As amostras precisam ser diluídas, porque a única fonte de oxigênio disponível para os microrganismos neste teste precisa estar na água. A quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvido é em torno de $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Logo, a DBO da amostra diluída deve estar entre $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As amostras são diluídas com uma água de diluição especial, que contém todos os elementos-traço exigidos pelo metabolismo bacteriano. Isto impede que a degradação da matéria orgânica seja limitada por deficiências no crescimento bacteriano. A água de diluição também contém um inóculo conhecido de microrganismos, para que todas as amostras testadas em determinado dia contenham aproximadamente os mesmos tipos e quantidades de microrganismos.

A relação da amostra não diluída para a amostra diluída é chamada **tamanho da amostra**, o qual normalmente é expresso como porcentagem. A relação inversa é o **fator de diluição**. As expressões matemáticas destas grandezas são:

$$\text{Tamanho da amostra (\%)} = \frac{\text{volume da amostra não diluída}}{\text{volume da amostra diluída}} \times 100 \quad (9-8)$$

FIGURA 9-9 Frascos para DBO. A ponta aguda na base da tampa garante que a amostra no interior do frasco não fique em contato com o ar. O frasco no centro da fotografia está tampado. A superfície interna da boca do frasco fechado é preenchida com um pouco de água. Com isso, garante-se a vedação e o isolamento da amostra. O frasco à direita é mostrado com uma cobertura plástica sobre a tampa. O objetivo é impedir a evaporação da água de vedação.



$$\text{Fator de diluição} = P = \frac{\text{volume da amostra de água residuária}}{\text{volume de água residuária mais água de diluição}} \quad (9-9)$$

O tamanho adequado da amostra pode ser determinado dividindo-se $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (o valor intermediário na faixa desejada da DBO da amostra diluída) por uma estimativa da DBO do efluente bruto sendo testado. Após, um volume adequado de efluente bruto é escolhido, próximo ao tamanho da amostra. Os fatores de diluição dados não devem ser utilizados quando o tamanho da amostra é muito pequeno, comparado ao volume total. Nestas condições, a água de semeadura/diluição contribui de forma expressiva com a DBO. Para diluições menores, a Equação 9-10a, que é mais complexa, deve ser empregada.

EXEMPLO 9-4

A DBO de uma amostra de água residuária foi estimada em $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é o volume de amostra bruta a ser colocado em um frasco de 300 mL? Quais são o tamanho da amostra e o fator de diluição para este volume? Suponha que $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ da DBO possam ser consumidos no frasco.

Solução 1 Primeiro, calculamos o tamanho da amostra necessário.

$$\text{Tamanho da amostra} = \frac{4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} \times 100 = 2,22\%$$

Então, calculamos o volume de amostra bruta necessário, porque o volume de amostra diluída é 300 mL.

$$\text{Volume de amostra bruta} = 0,0222 \times 300 \text{ mL} = 6,66 \text{ mL}$$

Portanto, 7,00 mL seria um tamanho de amostra adequado.

Agora calculamos o tamanho real da amostra e o fator de diluição.

$$\text{Tamanho da amostra} = \frac{7,00 \text{ mL}}{300 \text{ mL}} \times 100 = 2,33\%$$

$$\text{Fator de diluição} = P = \frac{7 \text{ mL}}{300 \text{ mL}} = 0,0233$$

Solução 2 Embora a abordagem mostrada seja a mais utilizada pelos engenheiros ambientais para determinar o fator de diluição na análise da DBO, é possível utilizar uma estratégia mais básica: a equação do balanço de massa (que, em essência, foi realizada na Solução 1). É importante refletirmos sobre o que estamos tentando fazer. Temos um frasco de DBO ao qual adicionamos água residuária e água de diluição. A DBO estimada da água residuária é $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Já a água de diluição tem DBO igual a zero.



O volume total do frasco de DBO é $V_{ar} + V_{ad}$, isto é, o volume da água residuária mais o volume da água de diluição. A massa total da DBO no frasco pode ser calculada com a expressão:

$$DBO_{ar} \times V_{ar} + DBO_{ad} \times V_{ar} = (180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(V_{ar}) + (0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(V_{ad})$$

Sabemos que o tamanho do frasco de DBO é 300 mL. Logo:

$$V_{ad} + V_{ar} = 300 \text{ mL} = 0,300 \text{ L}$$

O enunciado do problema diz que queremos uma concentração final de DBO igual a $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Assim, a massa final de DBO no frasco é:

$$(4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(0,300 \text{ L}) = 1,2 \text{ mg}$$

Se igualarmos este valor à DBO total calculada, temos:

$$DBO_{ar} \times V_{ar} + DBO_{ad} \times V_{ar} = (180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(V_{ar}) + (0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(V_{ad}) = 1,2 \text{ mg}$$

Se resolvermos a equação para $V_{ar} = 1,2 \text{ mg} / 180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 0,00667 \text{ L}$. Multiplicamos este volume por 1000 para obtermos o valor em mililitros, porque esta é a unidade mais apropriada neste caso: 6,67 mL. O valor é idêntico ao obtido acima. Mais uma vez, como vimos, ao realizamos a análise da DBO, é preciso escolher um volume mais fácil de ser medido, como 7,00 mL.

Etapa 2. Amostras de controle contendo apenas a água de diluição inoculada são também colocadas em frascos de DBO, que então são selados. Estas amostras de controle são necessárias para estimarem-se as quantidades de oxigênio consumido pelo inóculo adicionado na ausência da amostra.

Etapa 3. Os frascos de DBO fechados contendo amostras diluídas e os controles são incubados no escuro a 20°C por determinado período, normalmente cinco dias. Para determinar a DBO final e a constante de velocidade da DBO, outros tempos são necessários. As amostras são incubadas no escuro para impedir que a fotossíntese produza oxigênio, o qual se dissolveria na água, mascarando os resultados. Como vimos, o teste de DBO é realizado na temperatura padrão de 20°C, para que o efeito da temperatura na constante de velocidade da DBO seja anulado e resultados de diferentes laboratórios possam ser comparados.

Etapa 4. Após o tempo estipulado, as amostras e controles são removidos do incubador e a concentração de oxigênio dissolvido em cada frasco é mensurada. A DBO da amostra não diluída é calculada utilizando-se a equação:

$$DBO_t = \frac{(OD_{b,t} - OD_{s,t})}{P} \quad (9-10)$$

onde $OD_{b,t}$ = concentração de oxigênio dissolvido na amostra após t dias de incubação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$OD_{s,t}$ = concentração de oxigênio dissolvido na amostra após t dias de incubação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

P = fator de diluição

Esta equação é válida apenas quando a DBO da água de inóculo ou da água de diluição é insignificante. Porém, se a DBO das águas de diluição ou de inóculo for significativa, a equação abaixo deve ser utilizada:

$$DBO_t = \frac{(OD_{s,i} - OD_{s,t}) - (OD_{b,i} - OD_{b,t})f}{P} \quad (9-10a)$$

onde $OD_{b,t}$ e $OD_{s,t}$ foram definidos acima

$OD_{s,i}$ = OD inicial da amostra

$OD_{b,i}$ = OD inicial do controle

f = relação do inóculo na amostra diluída para o inóculo no controle

= (porcentagem de inóculo na amostra diluída)/(porcentagem do inóculo no controle)

= (volume do inóculo na amostra diluída)/(volume do inóculo no controle)

EXEMPLO 9-5

Qual é a DBO_5 da amostra de água residuária do Exemplo 9-4, se os valores de OD do controle e da amostra diluída após cinco dias são $8,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $4,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente?

Solução Inserimos os valores apropriados na Equação 9-10.

$$DBO_5 = \frac{8,7 - 4,2}{0,0233} = 204,5, \text{ ou } 205 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}.$$

Observe que, uma vez que a amostra não foi inoculada, $f=1$.

Algumas observações sobre a demanda bioquímica de oxigênio

Embora a DBO de cinco dias tenha sido escolhida como padrão na maior parte das análises de águas residuárias e para fins de regulamentação, a DBO final na verdade é um indicador mais representativo da capacidade total do resíduo. Para determinado tipo de resíduo com constante de velocidade da DBO definida, a razão entre a DBO final e a DBO_5 é constante, de maneira que a DBO_5 indica a concentração do resíduo. Para diferentes tipos de resíduos que tenham o mesmo valor de DBO_5 , a DBO final é idêntica somente se, por acaso, as constantes de velocidade sejam também idênticas. Esta situação é ilustrada na Figura 9-10 para um esgoto municipal com $k = 0,345 \text{ dia}^{-1}$ e uma água residuária industrial com $k = 0,115 \text{ dia}^{-1}$. Ainda que os dois efluentes tenham DBO_5 igual a $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, as águas residuárias industriais têm DBO final muito maior, o que indica que exercem efeito mais pronunciado nos teores de oxigênio dissolvido em um rio. Para as águas residuárias industriais, a menor fração da DBO foi exercida nos primeiros cinco dias, devido à constante de velocidade mais baixa.

A interpretação adequada dos valores de DBO_5 pode ser ilustrada de outra perspectiva. Consideremos uma amostra de água de um rio poluído. Os seguintes parâmetros foram determinados em laboratório: $DBO_5 = 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $k = 0,2615 \text{ dia}^{-1}$. A DBO final calculada utilizando-se a Equação 9-6 é, portanto, $68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Contudo, uma vez que a temperatura do rio é 10°C , o valor de k no rio é calculado como $0,0737 \text{ dia}^{-1}$ (utilizando a Equação 9-7). Como mostra a Figura 9-11, o valor da DBO_5 obtido em laboratório superestima o consumo real de oxigênio no rio. Mais uma vez, uma parcela reduzida da DBO é exercida em cinco dias, quando a constante de velocidade da DBO é menor.

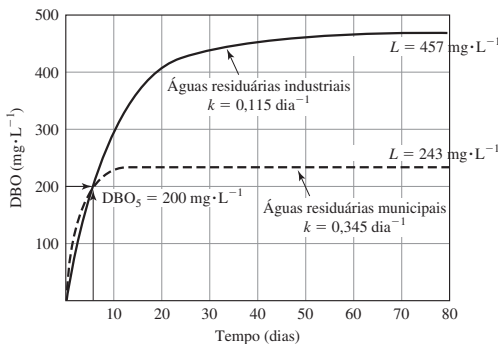


FIGURA 9-10 Efeito do valor de k na DBO para duas águas residuárias com mesmo valor de DBO_5 .

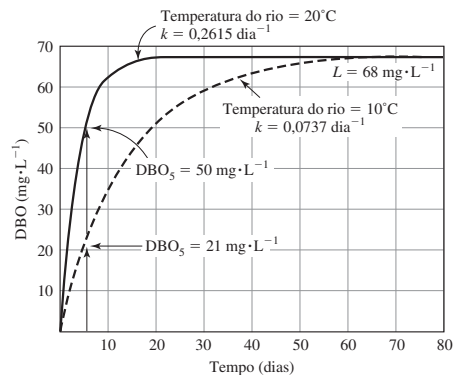


FIGURA 9-11 Efeito do valor de k na DBO_5 quando a DBO final é constante.

A DBO_5 se tornou o parâmetro padrão porque o teste foi desenvolvido na Inglaterra, país cujo principal rio, o Tâmesa, percorre o seu leito em pouco menos de cinco dias, até desaguar no mar, e, portanto, não havia necessidade de considerar a demanda de oxigênio durante períodos mais prolongados. Uma vez que não se identificou a necessidade de um tempo maior, a DBO_5 se consolidou como parâmetro padrão nas análises ambientais.

A oxidação do nitrogênio

Os cálculos e os conceitos apresentados até agora se baseiam na hipótese de que o carbono presente na matéria orgânica seja o único elemento a ser oxidado. Entretanto, muitos compostos orgânicos, como as proteínas, contêm nitrogênio, que também pode ser oxidado. Como na oxidação do carbono, a oxidação do nitrogênio consome oxigênio molecular. Uma vez que os mecanismos e as velocidades da oxidação do elemento são muito diferentes daquelas da oxidação do carbono, os dois processos precisam ser considerados separadamente. O consumo de oxigênio na oxidação do carbono recebe o nome alternativo de **DBO carbonácea** (DBOC). Já o consumo de oxigênio na oxidação do nitrogênio é denominado **DBO nitrogenada** (DBON).

Os organismos que oxidam o carbono em compostos orgânicos para obter energia não conseguem oxidar o nitrogênio presente nestas substâncias. Por isso, o nitrogênio é liberado na água na forma de amônia (NH_3). Em condições normais de pH, esta amônia ocorre como íon amônio (NH_4^+). A amônia liberada de compostos orgânicos, somada àquela originada de outras fontes, como resíduos industriais e escoamentos superficiais de áreas agrícolas (devido ao uso de fertilizantes), é oxidada em nitrato (NO_3^-) por um grupo especial de bactérias nitrificantes que utilizam o composto como fonte de energia, em um processo chamado de **nitrificação**. A reação geral da nitrificação da amônia é:



Esta reação pode ser utilizada para calcularmos a DBON:

$$\begin{aligned} \text{DBON} &= \frac{\text{gramas de oxigênio utilizados}}{\text{gramas de nitrogênio oxidados}} = \frac{(2 \text{ mols})(32 \text{ g O}_2 \cdot \text{mol}^{-1})}{(1 \text{ mol})(14 \text{ g N} \cdot \text{mol}^{-1})} \\ &= 4,57 \text{ g O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ N} \end{aligned} \quad (9-12)$$

A DBO nitrogenada real é ligeiramente menor do que o valor teórico, por conta da incorporação de parte do nitrogênio nas células bacterianas recém-formadas. Porém, esta diferença é da ordem de alguns poucos pontos percentuais.

Uma vez que o nitrogênio pode estar presente de diversas formas (NH_3 , NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- e vários compostos orgânicos diferentes), as concentrações de compostos nitrogenados são expressas em miligramas por litro de N. Por exemplo, os engenheiros ambientais expressam a concentração da amônia como “nitrogênio de amônia”, isto é, $\text{NH}_3\text{-N}$.

EXEMPLO 9-6

- Calcule a DBON teórica de uma água residuária contendo $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de amônia expressa como nitrogênio.
- Se a análise da água residuária fosse expressa como $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de amônia (NH_3), qual seria o valor teórico da DBON?

Solução Na primeira parte do problema, a quantidade de amônia foi expressa como $\text{NH}_3\text{-N}$. Logo, podemos utilizar a relação teórica desenvolvida a partir da Equação 9-12.

$$\text{DBON teórica} = (30 \text{ mg NH}_3\text{-N} \cdot \text{L}^{-1})(4,57 \text{ mg O}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{ de N}) = 137 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$$

Para respondermos ao item (b), precisamos antes converter miligramas por litro de amônia em miligramas por litro de $\text{NH}_3\text{-N}$, multiplicando o valor dado pela relação dos pesos moleculares do N e da NH_3 .

$$(30 \text{ mg } \text{NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}) \left(\frac{14 \text{ g N} \cdot \text{mol}^{-1}}{17 \text{ g } \text{NH}_3 \cdot \text{mol}^{-1}} \right) = 24,7 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$$

Agora podemos utilizar a relação obtida da Equação 9-12:

$$\text{DBON teórica} = (24,7 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}) \left(\frac{4,57 \text{ mg O}_2}{\text{mg N}} \right) = 113 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$$

A velocidade na qual a DBON é exercida depende do número de organismos nitrificantes presentes. Em esgotos não tratados, estes organismos ocorrem em pequeno número. Já em efluentes tratados, sua concentração é elevada. Quando amostras de esgotos tratados e não tratados são sujeitas ao teste da DBO, o consumo de oxigênio segue o padrão mostrado na Figura 9-12. Em esgotos brutos, a DBON é exercida após uma parcela elevada da DBOC ter sido atendida. Este atraso é devido ao tempo necessário para que a população das bactérias nitrificantes cresça o suficiente e se torne significativa, em comparação com a população bacteriana da DBOC. Em esgotos tratados, a população elevada de organismos nitrificantes na amostra reduz este tempo. Contudo, assim que a nitrificação inicia, a DBON pode ser descrita pela Equação 9-6, com uma constante de velocidade da DBO semelhante à da DBOC de efluentes tratados eficientemente ($k = 0,80 \text{ dia}^{-1}$ a $0,20 \text{ dia}^{-1}$). Uma vez que o atraso que antecede a DBON é muito variável, a correta interpretação dos valores de DBO_5 é muitas vezes difícil. Nos casos em que estamos interessados apenas na medição da DOBC, a adição de inibidores químicos impede o processo de nitrificação. A constante de velocidade da nitrificação é influenciada também pela temperatura, e pode ser ajustada utilizando-se a Equação 9-7.

A curva de depleção (decaimento) do oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido (DO) é um indicador da saúde das águas de um rio. Todo rio tem determinada capacidade de autodepuração. Se o despejo de resíduos demandadores de oxigênio se mantiver dentro dos limites desta capacidade, o nível de OD permanece alto, favorecendo a diversidade das populações aquáticas vegetais e animais, inclusive dos peixes para a pesca desportiva. Todavia, à medida que aumentam os despejos de resíduos, a capacidade de autodepuração pode ser excedida, o que tem resultados negativos para estas formas de vida aquáticas.

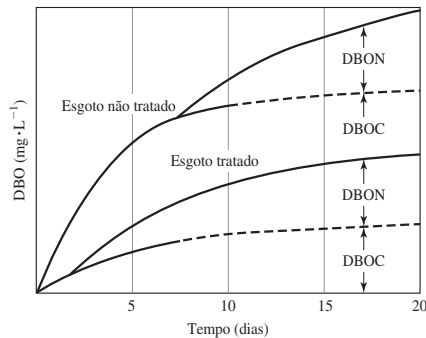


FIGURA 9-12 Curvas de DBO mostrando as demandas bioquímicas de oxigênio carbonácea (DBOC) e nitrogenada (DBON).

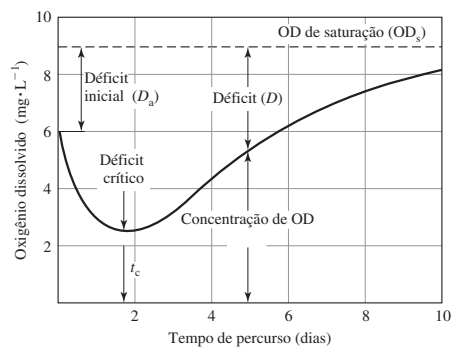


FIGURA 9-13 Curva de depleção do oxigênio dissolvido típica.

O curso de água perde a capacidade de se purificar, e o nível de OD cai. Quando a concentração de OD é reduzida a menos de $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a maior parte dos peixes nada em busca de águas mais propícias. A remoção total do OD gera um cenário intolerável, e os peixes e outros animais superiores morrem ou procuram outros ambientes aquáticos. A água adquire uma cor escura e libera odores muito desagradáveis, por conta da presença dos poluentes não degradados e da decomposição anaeróbia dos animais que ficaram e morreram.

Uma das principais ferramentas para a gestão da qualidade da água de um rio é a avaliação da capacidade de absorver uma carga de despejos. Esta avaliação é realizada determinando-se o perfil da concentração de OD a jusante do ponto de despejo. Este perfil é denominado curva de depleção do OD (Figura 9-13), porque a concentração do OD cai à medida que materiais demandadores de oxigênio são oxidados, elevando-se outra vez à jusante dos pontos de despejo, com a reposição do oxigênio pela atmosfera e pela fotossíntese. Como mostra a Figura 9-14, a biota aquática reflete as condições do OD em um curso de água.

O desenvolvimento de uma expressão matemática para a curva de depleção do OD requer a identificação e a quantificação das fontes de oxigênio e dos fatores que governam o consumo do gás. As únicas fontes significativas de oxigênio são a reaeração realizada pela atmosfera e a fotossíntese conduzida por plantas aquáticas. Vários fatores contribuem com o consumo de oxigênio, entre os quais os mais importantes são a DBO (tanto a carbonácea como a nitrogenada) a

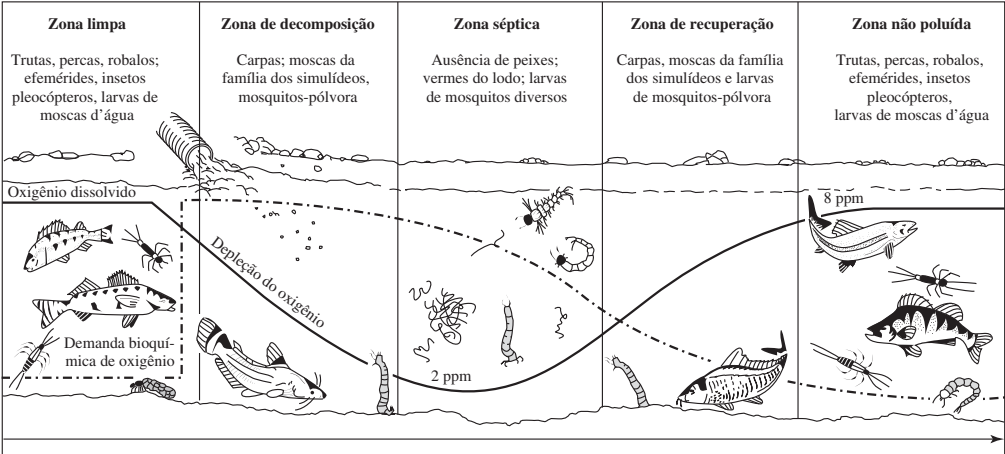


FIGURA 9-14 A depleção do oxigênio a jusante do ponto de lançamento de despejos orgânicos em um rio.

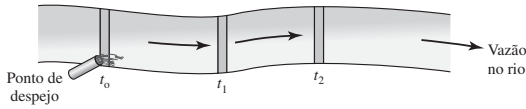


FIGURA 9-15 A mistura de um despejo lançado em um rio.

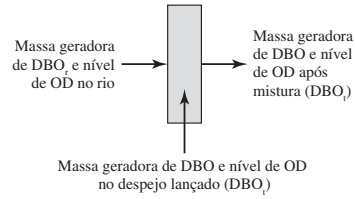


FIGURA 9-16 Diagrama do balanço de massa da DBO e do OD na mistura com a água de um rio.

partir do despejo de resíduos e a DBO existente no rio, a montante do ponto de lançamento. Com relação ao segundo fator, sabe-se que o OD no despejo normalmente é menor do que o valor encontrado nas regiões limpas do rio. Logo, o OD nestas águas cai tão logo os resíduos sejam lançados, mesmo antes de a DBO ser exercida. Outros fatores que influenciam a redução dos teores de oxigênio dissolvido incluem a poluição por fontes não pontuais, a respiração dos organismos que vivem nos sedimentos (a chamada **demand a bentônica**) e a respiração das plantas aquáticas. Nesta seção, desenvolvemos a equação da depleção do OD segundo a abordagem clássica, que considera apenas a redução inicial do OD, a DBO final e a reaeração pela atmosfera.

A abordagem do balanço de massa. Os balanços de massa simplificados nos ajudam a compreender e resolver os problemas envolvendo a curva de depleção do OD. Três formas de balanço de massa conservadores (isto é, sem reação química) são úteis para explicar a mistura inicial do despejo de resíduos e das águas de um rio. Os níveis de OD, a DBO final e a temperatura são alterados durante este processo. Se estas variações forem levadas em conta adequadamente, a curva da depleção do OD pode ser vista como um balanço de massa não conservador, isto é, aquele em que reações químicas ocorrem. A mistura dos efluentes líquidos e o transporte destes em um diagrama é mostrada na Figura 9-15.

Em linguagem simples, uma tubulação lança os despejos poluentes no rio. O retângulo que encerra a região no ponto de despejo é nosso volume de controle. É com base nele que desenvolveremos nossa expressão do balanço de massa, na hipótese de que o poluente despejado permaneça no volume de controle e que este possa ser considerado uma entidade indivisível, que acompanhe o fluxo das águas do rio. No tempo zero, o volume está localizado no ponto de despejo. O diagrama ilustra o local do volume a dois tempos distintos. Neste caso, temos dois dados de entrada e um de saída. O diagrama do balanço de massa conservador do oxigênio (que considera apenas a mistura) é mostrado na Figura 9-16. O produto da vazão da água do rio e a concentração de OD dá a massa de oxigênio por unidade de tempo.

$$\text{Massa de OD na água residuária} = Q_w \text{OD}_w \quad (9-13)$$

$$\text{Massa do OD no rio} = Q_r \text{OD}_r \quad (9-14)$$

onde Q_w = vazão volumétrica da água residuária ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

Q_r = vazão volumétrica do rio ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

OD_w = concentração do oxigênio dissolvido na água residuária ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

OD_r = concentração do oxigênio dissolvido no rio ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

A massa de OD no rio, após a mistura, é igual à soma das massas de OD no efluente e na água do rio.

$$\text{Massa de OD após a mistura} = Q_w \text{OD}_w + Q_r \text{OD}_r \quad (9-15)$$

A expressão que define a DBO final é obtida de modo análogo.

$$\text{Massa de DBO após a mistura} = Q_w L_w + Q_r L_r \quad (9-16)$$

onde L_w = DBO final da água residuária ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

L_r = DBO final da água do rio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

As concentrações de OD e de DBO após a mistura representam as massas destas grandezas por unidade de tempo divididas pela vazão total (isto é, a soma das vazões do despejo e do rio).

$$OD = \frac{Q_w OD_w + Q_r OD_r}{Q_w + Q_r} \quad (9-17)$$

$$L_a = \frac{Q_w L_w + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (9-18)$$

onde L_a = DBO final mensurada imediatamente após a mistura.

EXEMPLO 9-7

A cidade de Aveta despeja $17.360 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de efluentes tratados no córrego Tefnet. A DBO_5 dos efluentes é $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a constante de decaimento da DBO (k) é $0,12 \text{ dia}^{-1}$ a 20°C . A vazão do córrego é $0,43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, a DBO final (L_o) é $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e o teor de OD é $6,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O OD do efluente é $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Calcule o OD e a DBO final, L_o , após a mistura.

Solução A OD após a mistura é dada pela Equação 9-17. Para utilizá-la, precisamos converter a vazão do efluente em unidades compatíveis, isto é, metros cúbicos por segundo.

$$Q_w = \frac{(17.360 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})}{(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})} = 0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

O OD após a mistura é:

$$OD = \frac{(0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) + (0,43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(6,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} + 0,43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 4,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Antes de determinarmos a DBO final após a mistura, precisamos calcular a DBO final do efluente tratado despejado no córrego. Resolvendo a Equação 9-6 para a DBO final, L_o , temos:

$$L_o = \frac{DBO_5}{(1 - e^{-kt})} = \frac{12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{(1 - e^{-(0,12 \text{ dia}^{-1})(5 \text{ dias})})} = \frac{12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{(1 - 0,55)} = 26,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Observe que utilizamos o algarismo 5 no formato subscrito na DBO_5 para calcular o valor de t na equação. Se fizermos $L_w = L_o$, podemos calcular a DBO final após a mistura, L_a , com a Equação 9-18:

$$L_a = \frac{(0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(26,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) + (0,43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} + 0,43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 11,86, \text{ ou } 12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Para calcular a temperatura, precisamos realizar um balanço de calor, aplicando um princípio básico da física:

$$\text{Perda de calor por um corpo quente} = \text{ganho de calor por um corpo frio} \quad (9-19)$$

A **variação na entalpia**, ou “teor de calor” de determinada massa de uma substância pode ser definida pela equação:

$$H = m C_p \Delta T \quad (9-20)$$

onde H = variação na entalpia (J)
 m = massa da substância (g)
 C_p = calor específico à pressão constante ($J \cdot g^{-1} \cdot K^{-1}$)
 ΔT = variação na temperatura (K)

O calor específico da água varia muito pouco com a temperatura. O valor de 4,19 pode ser utilizado como uma aproximação, se a temperatura estiver dentro do intervalo normalmente observado no meio ambiente. Com base na igualdade perda de calor fundamental = ganho de calor, escrevemos:

$$(m_w)(4,19)\Delta T_w = (m_r)(4,19)\Delta T_r \quad (9-21)$$

A temperatura após a mistura é encontrada resolvendo esta equação para a temperatura final, sabendo-se que ΔT nos dois lados da equação representa a diferença entre a temperatura final do rio (T_f) e a temperatura inicial da água residuária despejada e a da água do rio, respectivamente.

$$T_f = \frac{Q_w T_w + Q_r T_r}{Q_w + Q_r} \quad (9-22)$$

O déficit de oxigênio. A equação da depleção do OD foi desenvolvida utilizando-se o déficit de oxigênio, não a concentração do oxigênio dissolvido. O objetivo foi facilitar a solução da equação integral resultante da descrição matemática do balanço de massa. O déficit de oxigênio é a diferença entre o valor na saturação (em determinada temperatura da água) e a concentração real do oxigênio dissolvido:

$$D = OD_s - OD \quad (9-23)$$

onde D = déficit de oxigênio ($mg \cdot L^{-1}$)
 OD_s = concentração de oxigênio dissolvido na saturação ($mg \cdot L^{-1}$)
 OD = concentração real de oxigênio dissolvido ($mg \cdot L^{-1}$)

A concentração do oxigênio dissolvido na saturação é fortemente dependente da temperatura da água, e diminui com o aumento da temperatura. Os valores de OD_s para a água doce são dados na Tabela A-2, Apêndice A.

O déficit inicial. O início da curva de depleção do oxigênio ocorre no ponto em que o despejo se mistura à água do rio. O déficit de oxigênio é calculado como a diferença entre o OD na saturação e a concentração do OD após a mistura (Equação 9-17).

$$D_a = OD_s - \frac{Q_w OD_w + Q_r OD_r}{Q_{mistura}} \quad (9-24)$$

onde D_a = déficit inicial após a mistura do efluente à água do rio ($mg \cdot L^{-1}$)
 OD_s = concentração de saturação do oxigênio dissolvido na temperatura do rio, após a mistura ($mg \cdot L^{-1}$)

EXEMPLO 9-8

Calcule o déficit inicial do córrego Tefnet no ponto de mistura de suas águas com o efluente (utilize os dados do Exemplo 9-7). As temperaturas do córrego e do despejo são idênticas ($10^\circ C$).

Solução Conhecendo-se a temperatura do córrego, a concentração do oxigênio dissolvido na saturação (OD_s) pode ser determinada utilizando-se os dados fornecidos na tabela do Apêndice A. A $10^\circ C$, $OD_s = 11,33 \text{ mg} \cdot L^{-1}$. Uma vez que a concentração do OD após a mistura é $4,75 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ (conforme calculada no Exemplo 9-7), o déficit inicial após a mistura é:

$$D_a = OD_s - OD_{mistura} = 11,33 \text{ mg} \cdot L^{-1} - 4,75 \text{ mg} \cdot L^{-1} = 6,58 \text{ mg} \cdot L^{-1}$$

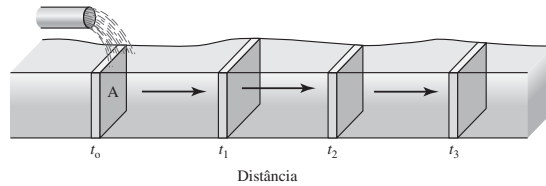


FIGURA 9-17 Seção transversal representando a vazão de um curso de água. Os paralelogramos verticais representam a localização de um volume de controle à medida que a água avança pelo leito do rio.

De modo geral, a temperatura de águas residuárias é maior do que a temperatura dos rios em que são despejadas, especialmente no inverno. Logo, a temperatura do rio a jusante do ponto de despejo é um pouco maior do que a temperatura a montante. Uma vez que estamos interessados nas condições a jusante, é preciso utilizar a temperatura nesta região do rio na determinação da concentração do oxigênio dissolvido na saturação.

A equação da deplação (decaimento) do OD. Vários modelos foram desenvolvidos para descrever a variação na DBO de um curso de água com a distância (ou o tempo) em relação ao ponto de despejo de águas residuárias. O nível de complexidade destes modelos varia muito. O mais simples, que também serve de ponto de partida para outras metodologias, é o modelo de Streeter-Phelps (Streeter e Phelps, 1925). Ele parte das seguintes hipóteses:

1. O rio se encontra em regime de mistura completa e uniforme, tanto na direção horizontal, entre as margens, como na vertical, a partir da superfície ao leito.
2. O poluente não sofre dispersão enquanto se desloca com a correnteza (ver a Figura 9-17).

Dito de outro modo, na seção transversal tridimensional mostrada na Figura 9-17 (seção A), o composto químico despejado (expresso como OD ou DBO) está completamente misturado e sua concentração é idêntica em todos os pontos da seção. A hipótese de que não ocorre dispersão significa que as seções transversais se deslocam na vertical ao longo do leito, de maneira uniforme. A forma das seções não varia neste trajeto.

O modelo de Streeter-Phelps tem dois termos relativos a reações: a reaeração e a desoxigenação. A reaeração descreve a taxa em que o oxigênio é suprido outra vez ao rio, e depende das propriedades deste. Naturalmente, quanto maior a turbulência das águas, maior a velocidade de reaeração. A reaeração também depende do déficit de oxigênio. Quanto maior este déficit, maior a taxa de reaeração. Logo, a taxa em que o oxigênio é transferido do ar para o rio (reaeração) é uma função linear com o déficit de oxigênio dissolvido (a diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido na água e a solubilidade do oxigênio na água, na mesma temperatura). A cinética e a modelagem da dissolução do oxigênio foram discutidas no Capítulo 2, na seção A Cinética das Reações. Logo:

$$\text{Velocidade de reaeração} = k_r (\text{OD}_s - \text{OD}) = k_r D \quad (9-25)$$

onde k_r = coeficiente de reaeração (tempo^{-1})

OD_s = concentração do oxigênio dissolvido na saturação ($\text{massa} \cdot \text{volume}^{-1}$)

D = déficit de OD = ($\text{OD}_s - \text{OD}$)

O coeficiente de reaeração sofre forte influência das características físicas do rio. Quanto maior a velocidade da correnteza, maior o coeficiente de reaeração. O'Connor e Dobbins (1958) descobriram que a relação entre o coeficiente de reaeração e a velocidade e a profundidade do curso de água é dada pela equação:

$$k_r = \frac{3,9u^{1/2}}{h^{3/2}} \quad (9-26)$$

onde k_r = coeficiente de reaeração a 20°C (dia⁻¹)
 u = velocidade média do rio (m · s⁻¹)
 h = profundidade média do rio (m)

Observe que o fator de 3,9 é necessário à consistência dimensional da expressão. As unidades de velocidade são expressas em metros por segundo, enquanto a profundidade é dada em metros. A maioria dos coeficientes de reaeração variam entre 0,1 (para pequenos lagos) e >1,15 (para rios com corredeiras e cachoeiras). O coeficiente de reaeração pode ser ajustado às variações de temperatura com a relação:

$$k_r = k_{r,20} \theta^{(T-20)} \quad (9-27)$$

onde $k_{r,20}$ = coeficiente de reaeração a 20°C
 θ = coeficiente de temperatura (1,024)
 T = temperatura (°C)

EXEMPLO 9-9

Um córrego sem demanda bioquímica de oxigênio (situação esta hipotética e muito rara) tem OD igual a 5,00 mg · L⁻¹ e vazão (Q) de 8,70 m³ · s⁻¹. A temperatura da água é 18°C, a velocidade média é 0,174 m · s⁻¹ e a profundidade média (H) é 5 m. Determine o coeficiente de reaeração (k_r) e a velocidade de reaeração.

Solução Para resolvermos este problema, precisamos determinar o coeficiente de reaeração a 20°C utilizando a Equação 9-26.

$$k_r = \frac{3,9u^{1/2}}{h^{3/2}} = \frac{3,9(0,174 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})^{1/2}}{(5,00 \text{ m})^{1,5}}$$

$$= \frac{3,9(0,417)}{11,18} = 0,146 \text{ dia}^{-1}$$

É necessário considerar também o fato de que o córrego não está a 20°C, mas a 18°C. O ajuste para a temperatura é feito com a equação:

$$k_r = k_{r,20} \theta^{(T-20)} = (0,146)(1,024)^{(18-20)} = 0,139 \text{ dia}^{-1}$$

O déficit de oxigênio é calculado com base na diferença entre o valor de saturação (9,54 mg · L⁻¹, Apêndice A-2) e a concentração do oxigênio dissolvido:

$$D = 9,54 - 5,0 = 4,54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Logo, de acordo com a Equação 9,25, a taxa de reaeração é:

$$(0,139 \text{ dia}^{-1})(4,54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) = 0,632 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A **velocidade de desoxigenação** é a velocidade em que o OD desaparece do curso de água como resultado da ação microbiana (M). Ela é proporcional à DBO remanescente no ponto do rio em questão:

$$\text{Taxa de desoxigenação} = k_d L_t \quad (9-28)$$

onde k_d = constante da velocidade de desoxigenação (tempo⁻¹)
 L_t = DBO restante no tempo t após o despejo (massa · tempo⁻¹)

A maioria dos modelos assume que k_d é igual à constante, k , isto é, a constante de velocidade de obtida utilizando-se o teste da DBO. Logo, podemos utilizar a Equação 9-5 para reescrever a Equação 9-28 em termos da DBO final.

$$\text{Taxa de desoxigenação} = k_d L_o e^{-k_d t} \quad (9-29)$$

(Uma vez que a velocidade de desoxigenação depende da temperatura, k_d precisa ser corrigida para a temperatura fazendo-se um ajuste equivalente em k). Embora a hipótese de que $k = k_d$ seja aplicável para rios profundos e lentos, a expressão indicada para rios rasos e turbulentos é:

$$k_d = k + \frac{u}{h} \eta \quad (9-30)$$

onde k = constante de velocidade da DBO (a 20°C)

u = velocidade média do curso de água (comprimento $\cdot$ tempo⁻¹)

h = profundidade média do curso de água (comprimento)

η = coeficiente de atividade no leito (varia de 0,1 para águas profundas e lentas a 0,6 para cursos rasos e turbulentos).

O coeficiente de desoxigenação pode ser corrigido para a temperatura utilizando-se a Equação 9-7 e os coeficientes empregados na correção das constantes de desoxigenação.

EXEMPLO 9-10

Calcule a constante da velocidade de desoxigenação para o comprimento do córrego Tefnet (Exemplos 9-7 e 9-8) a jusante do ponto de despejo. A velocidade média do córrego (u) é 0,03 m $\cdot$ s⁻¹. A profundidade (h) é 5,0 m e o coeficiente de atividade no leito η é 0,35. Determine também a velocidade de desoxigenação expressa em mg $\cdot$ L⁻¹ $\cdot$ dia⁻¹.

Solução No Exemplo 9-7 vimos que a constante de decaimento da DBO (k) é 0,12 dia⁻¹. Utilizando a Equação 9-30, a constante da velocidade de desoxigenação (k_d) a 20°C é:

$$k_d = 0,12 \text{ dia}^{-1} + \frac{0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}{5,0 \text{ m}} (0,35) = 0,1221, \text{ ou } 0,12 \text{ dia}^{-1}$$

Observe que as unidades não são consistentes. Como vimos, expressões empíricas como as Equações 9-26 e 9-30 podem conter fatores de conversão embutidos. Logo, é preciso utilizar as mesmas unidades empregadas pelo autor da equação.

O valor de 0,1221 dia⁻¹ da constante da velocidade da desoxigenação é válido para a temperatura de 20°C. No Exemplo 9-8, vimos que a temperatura do córrego era 10°C. Por esta razão, precisamos recorrer à Equação 9-7 para corrigir o valor estimado para k_d .

$$\begin{aligned} k_d \text{ a } 10^\circ\text{C} &= (0,1221 \text{ dia}^{-1})(1,135)^{10-20} = (0,1221)(0,2819) \\ &= 0,03442, \text{ ou } 0,034 \text{ dia}^{-1} \end{aligned}$$

Do Exemplo 9-7 temos que a DBO final logo após a mistura (L_t) é 12 mg $\cdot$ L⁻¹. Utilizando a Equação 9-28, temos:

$$\begin{aligned} \text{Velocidade de desoxigenação} &= k_d L_t \\ &= 0,034 \text{ dia}^{-1} \times 12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ &= 0,408 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

A curva de depleção do OD (obtida com o modelo de Streeter-Phelps) serve de abordagem para calcular ou prever o nível de OD a jusante em um rio. A abordagem do balanço de massa

apresentada no Capítulo 4 é utilizada para desenvolver uma curva de depleção com base em uma equação de continuidade geral unidimensional para um componente presente na água. Neste caso, o componente é o oxigênio e a equação é:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \bar{D}_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} + \sum (\text{reações}) \quad (9-31)$$

onde $\bar{v}_x$ = velocidade a jusante na direção x
 $\bar{D}_x$ = coeficiente de dispersão na direção x

Além disso, as circunstâncias permitem ignorar o termo relativo à dispersão e considerar a existência do estado estacionário. Logo, os dois primeiros termos da Equação 9-31 são excluídos, e a equação é reduzida a uma equação diferencial simples.

$$\bar{v}_x \frac{dC}{dx} = \sum (\text{reações}) \quad (9-32)$$

Os termos da reação podem ser obtidos combinando-se as Equações 9-25 e 9-28, já que o déficit de oxigênio é função da competição entre o consumo do gás e a reaeração propiciada pela atmosfera. Outro aspecto importante é que, se utilizarmos a notação dada, isto é, D representando o déficit, temos que:

$$\bar{v}_x \frac{dD}{dx} = k_d L - k_r D \quad (9-33)$$

onde $\frac{dD}{dx}$ = variação no déficit de oxigênio (D) com relação à unidade de distância adotada ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}$)

k_d = constante da velocidade de desoxigenação (dia^{-1})

L = DBO final da água do rio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

k_r = constante da velocidade de reaeração (dia^{-1})

D = déficit de oxigênio na água do rio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Em muitos casos os cientistas e engenheiros ambientais precisam representar a equação anterior em termos do tempo de percurso no rio. Neste caso, é importante reconhecer que:

$$\text{Tempo} = \frac{x}{\bar{v}_x} \quad (9-34)$$

Portanto, podemos escrever a Equação 9-33 como:

$$\frac{dD}{dt} = k_d L - k_r D \quad (9-35)$$

Integrando a Equação 9-35 e utilizando as condições-limite (em $t = 0$, $D = D_a$ e $L = L_a$, e em $t = t$, $D = D_t$ e $L = L_t$), obtemos a equação da depleção do OD:

$$D_t = \frac{k_d L_a}{k_r - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_r t}) + D_a (e^{-k_r t}) \quad (9-36)$$

onde D_t = déficit de oxigênio na água do rio após a DBO ter sido exercida no tempo t ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
 L_a = DBO final imediatamente após a mistura das águas residuárias e da água do rio (Equação 8-28) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

k_d = constante da velocidade de desoxigenação (dia^{-1})

k_r = constante da velocidade de reaeração (dia^{-1})

t = tempo de percurso do despejo de águas residuárias a jusante (dias)

D_a = déficit inicial após a mistura das águas residuárias e da água do rio (Equação 9-24) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Quando $k_r = k_d$, a Equação 9-36 é reduzida a:

$$D_t = (k_d t L_a + D_a) (e^{-k_d t}) \quad (9-37)$$

Os termos desta equação já foram definidos.

EXEMPLO 9-11

Uma cidade de 200.000 habitantes despeja $1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de esgoto tratado com DBO_u igual a $28,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e concentração de OD de $1,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um rio. A montante do ponto de despejo, o rio tem vazão de $7,08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e velocidade igual a $0,37 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. No ponto de despejo, os valores da DBO_u e do OD são $3,6$ e $7,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. O valor do OD na saturação é (na temperatura do rio) é $8,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O coeficiente de desoxigenação (k_d) é $0,61 \text{ dia}^{-1}$, e o coeficiente de reaeração (k_r) é $0,76 \text{ dia}^{-1}$. Suponha que a mistura seja completa e que as velocidades do rio a montante e a jusante do ponto de despejo sejam idênticas.

1. Qual é o déficit de oxigênio e a DBO_u no ponto imediatamente a jusante do local de despejo (isto é, onde ocorre a mistura e nenhuma reação teve tempo de ocorrer)?
2. Qual é o valor do OD 16 km a jusante do ponto de despejo?

Solução

1. Utilizando a Equação 9-17, é possível calcular a concentração de oxigênio dissolvido no rio após a mistura.

$$\text{OD}_{\text{mistura}} = \frac{(1,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) + (7,08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(7,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} + 7,08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 6,85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\text{Déficit inicial} = D_a = 8,5 - 6,85 = 1,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}.$$

Da mesma forma, utilizando a Equação 9-18 podemos calcular a concentração da DBO final no rio após a mistura.

$$L_{a,\text{mistura}} = \frac{(28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) + (3,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(7,08 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})}{8,13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 6,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

2. O nível de OD 16 km a jusante do ponto de despejo é:

$$t = \frac{(16 \text{ km})(1000 \text{ m} \cdot \text{km}^{-1})}{(0,37 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(24 \text{ h} \cdot \text{dia}^{-1})} = 0,5 \text{ dia}$$

Aplicando a Equação 9-36, temos:

$$\begin{aligned} D_t &= \frac{(0,61)(6,75)}{(0,76 - 0,61)} [\exp(-(0,61)(0,50)) - \exp(-(0,76)(0,50))] \\ &\quad + 1,6 \exp(-(0,76)(0,50)) \\ &= 2,56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

$$\text{Logo, OD} = 8,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} - 2,56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 5,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Para relacionar o tempo de percurso a uma distância física a jusante, precisamos conhecer a velocidade média do curso de água. Uma vez que D foi encontrado em determinado ponto a jusante, o valor de OD pode ser obtido a partir da Equação 9-36. Observe que é fisicamente impossível para o OD ser menor do que zero. Se o déficit calculado utilizando-se a Equação 9-36 é maior do que o valor de OD na saturação, então todo o oxigênio foi retirado em algum momento anterior, e OD é igual a zero. Se os cálculos gerarem um valor negativo de OD, o parâmetro deve ser considerado igual a zero, porque não existem concentrações negativas.

O ponto mais baixo na curva de depleção do OD é chamado de **ponto crítico**. Ele é muito importante, porque indica as piores condições no rio em termos do oxigênio dissolvido. O tempo para o ponto crítico ser atingido (t_c) pode ser calculado com a derivada da Equação 9-36, igualando-a a zero e resolvendo para t com os valores de k_r e k_d .

$$t_c = \frac{1}{k_r - k_d} \ln \left[\frac{k_r}{k_d} \left(1 - D_a \frac{k_r - k_d}{k_d L_a} \right) \right] \quad (9-38)$$

ou, quando $k_r = k_d$,

$$t_c = \frac{1}{k_d} \left(1 - \frac{D_a}{L_a} \right) \quad (9-39)$$

e o déficit crítico (D_c) é calculado inserindo-se este tempo crítico na Equação 9-36.

$$D_c = \frac{k_d L_a}{k_r - k_a} (e^{-k_d t_c} - e^{-k_r t_c}) + D_a (e^{-k_r t_c}) \quad (9-40)$$

Em alguns casos não há decaimento do OD a jusante. O valor mais baixo do OD pode ocorrer na zona de mistura. Nestes casos, a Equação 9-38 não gera valores úteis.

EXEMPLO 9-12

Utilizando os dados fornecidos no Exemplo 9-11:

1. Calcule o tempo e a distância críticos.
2. O OD mínimo.

Solução

1. A Equação 9-38 permite calcular o tempo crítico, t_c

$$t_c = \frac{1}{0,76 - 0,61} \ln \left\{ \frac{0,76}{0,61} \left[1 - \frac{1,6(0,76 - 0,61)}{(0,61)(6,75)} \right] \right\}$$

$$= 1,07 \text{ dia}$$

Lembrando que a vazão é $0,37 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$:

$$\text{Distância crítica} = (1,07 \text{ dia})(0,37 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(24 \text{ h} \cdot \text{dia}^{-1})(10^{-3} \text{ m} \cdot \text{km}^{-1})$$

$$= 34,2 \text{ km}$$

2. Utilizando o tempo crítico (t_c) e a Equação 9-36, calculamos o déficit crítico:

$$D = \frac{(0,61)(6,75)}{(0,76 - 0,61)} \{ \exp[-(0,61)(1,07)] - \exp[-(0,76)(1,07)] \}$$

$$+ 1,6 \exp[-(0,76)(1,07)]$$

$$= 2,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Portanto, o OD mínimo é igual a $8,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} - 2,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 5,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

EXEMPLO 9-13

Calcule a concentração de OD em um ponto localizado 5 km a jusante do ponto de despejo no córrego de Tefnet (Exemplos 9-7, 9-8, 9-10). Determine o OD crítico e a distância a jusante em que este valor é observado.

Solução Os dados necessários são informados nos exemplos anteriores. Com exceção do tempo de percurso t e da velocidade de reaeração, os valores a serem inseridos nas Equações 9-36 e 9-38 foram calculados nos Exemplos 9-7, 9-8 e 9-10. A primeira etapa é o cálculo de k .

$$k_r \text{ a } 20^\circ\text{C} = \frac{(3,9)(0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})^{0,5}}{(5,0 \text{ m})^{1,5}} = 0,0604 \text{ dia}^{-1}$$

Uma vez que k_r é dado para a temperatura de 20°C e a temperatura do rio é 10°C, a Equação 9-7 precisa ser utilizada para corrigir a diferença de temperatura.

$$k_r \text{ a } 10^\circ\text{C} = (0,0604 \text{ dia}^{-1})(1,024)^{10-20} = (0,0604)(0,7889) = 0,04766 \text{ dia}^{-1}$$

Observe que o coeficiente da temperatura é o mesmo que foi associado à Equação 9-27.

O tempo de percurso t é calculado com base na distância a jusante e a velocidade do curso de água.

$$t = \frac{(5 \text{ km})(1.000 \text{ m} \cdot \text{km}^{-1})}{(0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})} = 1,929 \text{ dia}$$

Embora os algarismos significativos no cálculo não garantam um valor preciso, fizemos a escolha de manter quatro casas decimais, por conta dos arredondamentos feitos nos cálculos.

O déficit é estimado com a Equação 9-36.

$$\begin{aligned} D_t &= \frac{(0,03442)(11,86)}{0,04766 - 0,03442} [e^{-(0,03442)(1,929)} - e^{-(0,04766)(1,929)}] + 6,58 [e^{-(0,04766)(1,929)}] \\ &= (30,83)(0,9358 - 0,9122) + 6,58(0,9122) \\ &= 6,7299 \text{ ou } 6,73 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

O oxigênio dissolvido é:

$$\text{OD} = 11,33 - 6,73 = 4,60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

O tempo crítico é obtido com a Equação 9-38.

$$\begin{aligned} t_c &= \frac{1}{0,04766 - 0,03442} \ln \left\{ \left(\frac{0,04766}{0,03442} \right) \left[1 - 6,58 \times \frac{(0,04766 - 0,03442)}{(0,03442)(11,86)} \right] \right\} \\ &= 6,45 \text{ dias} \end{aligned}$$

Substituindo o tempo na Equação 9-36 pelo valor de t_c obtido, podemos calcular o déficit crítico:

$$\begin{aligned} D_c &= \frac{(0,03442)(11,86)}{0,04766 - 0,03442} [e^{-(0,03442)(6,45)} - e^{-(0,04766)(6,45)}] + 6,58 [e^{-(0,04766)(6,45)}] \\ &= 6,85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

O valor do OD crítico é:

$$\text{OD}_c = 11,33 - 6,85 = 4,48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

A distância a jusante do ponto de despejo em que este valor de OD é verificado é:

$$(6,45 \text{ dias})(86,400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}) \left(\frac{1 \text{ km}}{1000 \text{ m}} \right) = 16,7 \text{ km}$$

(O valor $0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ utilizado acima corresponde à velocidade do curso de água.)

A estratégia de gestão. O primeiro passo em qualquer estratégia de gestão da qualidade da água em rios com base na curva da depressão de OD consiste em determinar a concentração mínima de OD capaz de proteger a vida aquática no curso hídrico. Este valor, denominado **valor padrão de OD**, é definido para proteger as espécies mais sensíveis que vivem ou poderiam se desenvolver no rio que precisamos fazer a gestão. Conhecendo-se o volume de resíduos despejados e as principais características do rio, o OD no ponto crítico é obtido com a equação da depleção do OD. Se este valor for maior do que o padrão, então o rio é capaz de absorver o resíduo despejado. Porém, nas vezes em que o OD no ponto crítico é menor do que o padrão, será preciso intensificar o tratamento. Na maioria dos casos observados na prática o engenheiro ambiental tem controle sobre dois parâmetros apenas, L_a e D_a . A melhoria na eficiência dos pro-

cessos de tratamento em curso ou a adoção de etapas de tratamento adicionais permite reduzir a DBO final dos despejos e, portanto, reduzir também o valor de L_a . Um método de baixo custo para melhorar a qualidade da água de um curso consiste em reduzir D_a com o borbulhamento de oxigênio no interior das águas residuárias. O objetivo é elevar o nível do gás próximo ao da saturação, antes da descarga. Para determinar-se a validade de uma medida de melhoria, os novos valores de L_a e de D_a são utilizados para descobrir se o padrão de OD será violado no ponto crítico. Como último recurso, a reaeração mecânica do rio é adotada para elevar k_r artificialmente e, com isso, reduzir D_a . Contudo, este processo tem custos de instalação e de operação muito altos.

Quando a curva de depressão do OD é utilizada para estabelecer a adequabilidade de um método de tratamento de águas residuárias, é importante considerar as condições do rio capazes de acarretar a menor concentração de OD possível. Na maioria das vezes estas condições se verificam no final do verão, quando as vazões dos rios estão baixas e as temperaturas estão altas. Um dos critérios adotados é utilizar a média inferior da vazão semanal em um período de 10 anos (isto é, o intervalo de recorrência da vazão inferior média em uma semana). Vazões baixas reduzem a diluição dos resíduos despejados no rio, elevando os valores de L_a e D_a . O valor de k_r normalmente é pequeno em rios de vazão reduzida, por conta das velocidades baixas. Outro aspecto importante é que temperaturas altas elevam o valor de k_d mais do que o valor de k_r , além de reduzirem a saturação de OD, o que agrava ainda mais as condições do ponto crítico.

EXEMPLO 9-14

A Flins Company cogita abrir uma nova unidade de produção. A empresa tem duas opções de local, ambas próximas a rios. O primeiro local fica ao lado do Rio Veles, o segundo fica às margens do Rio Perun. A decisão será baseada, dentre outros critérios, na avaliação dos efeitos do despejo de efluentes em cada rio. A empresa está interessada em descobrir qual dos dois rios seria o menos afetado. Os dados relativos aos efluentes lançados pelas unidades de enlatados Rongo são representativos das características em potencial dos despejos. As análises das águas dos dois rios durante as vazões mínimas de verão geraram os seguintes resultados:

Parâmetro do efluente	Unidade A	Unidade B
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	0,0500	0,0500
DBO final a 25°C ($\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$)	129,60	129,60
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,900	0,900
Temperatura (°C)	25,0	25,0
k a 20°C (dia^{-1})	0,110	0,0693

Parâmetro do rio	Rio Veles	Rio Perun
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	0,500	0,500
DBO final a 25°C ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	19,00	19,00
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	5,85	5,85
Temperatura (°C)	25,0	25,0
Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	0,100	0,200
Profundidade média (m)	4,00	4,00
Coefficiente de atividade no leito	0,200	0,200

Quatro combinações precisam ser avaliadas:

Unidade A no Rio Veles	Unidade B no Rio Veles
Unidade A no rio Perun	Unidade B no rio Perun

Solução Observe que, para tornarmos os cálculos mais claros, o número de algarismos significativos fornecidos nos dados vai além da capacidade de mensuração. A única diferença nas combinações é a mudança dos coeficientes de desoxigenação e de reaeração. Logo, precisamos calcular apenas um valor de L_a e um valor de D_a .

Começamos convertendo a vazão mássica da DBO final (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) em uma concentração ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Adotando nossa abordagem geral para o cálculo da concentração com base na vazão mássica, dividimos esta vazão (dada em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) pela vazão da água que transporta o resíduo (Q_w , Q_r ou a soma $Q_w + Q_r$):

$$\frac{\text{Vazão mássica da DBO final despejada (em } \text{kg} \cdot \text{dia}^{-1})}{\text{Vazão de água com resíduo (em } \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})}$$

A vazão mássica é convertida em miligramas por dia e a vazão de água é convertida em litros por dia. Com isso, a dimensão dia é cancelada.

$$\frac{(\text{Vazão mássica em } \text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}) \times (1 \times 10^6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{(\text{Vazão } Q \text{ em } \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) \times (86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(1 \times 10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})}$$

Para ambas as unidades (A e B), temos:

$$\begin{aligned} L_w &= \frac{(129,60 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1})(1 \times 10^6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{(0,0500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(1 \times 10^3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})} \\ &= \frac{129,60 \times 10^6 \text{ mg}}{4,320 \times 10^6 \text{ L}} \\ &= 30,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

A seguir, calculamos a DBO da mistura utilizando a Equação 9-18:

$$\begin{aligned} L_a &= \frac{(0,0500)(30,00) + (0,500)(19,00)}{0,0500 + 0,500} \\ &= 20,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

A Tabela A-2, Apêndice A mostra que a OD de saturação a 25°C é $8,38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Utilizando a Equação 9-24, calculamos o déficit inicial:

$$\begin{aligned} D_a &= 8,38 - \frac{(0,0500)(0,900) + (0,500)(5,85)}{0,0500 + 0,500} \\ &= 8,38 - 5,4 \\ &= 2,98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

Se a unidade A despejar seus resíduos no Rio Veles, os coeficientes de reaeração e de desoxigenação são calculados com as Equações 9-26 e 9-30, respectivamente:

$$\begin{aligned} k_d &= 0,110 + \frac{0,100 \times 0,200}{4,00} \\ &= 0,115 \text{ dia}^{-1} \text{ a } 20^\circ\text{C} \end{aligned}$$

e

$$\begin{aligned} k_r &= \frac{3,9(0,100)^{0,5}}{(4,00)^{1,5}} \\ &= 0,154 \text{ dia}^{-1} \text{ a } 20^\circ\text{C} \end{aligned}$$

Uma vez que tanto a temperatura do rio como a temperatura das águas residuárias despejadas são iguais a 25°C , não é preciso calcular a temperatura após a mistura. No entanto, temos de corrigir os valores de k_d e de k_r para 25°C . Para corrigir k_d , utilizamos a Equação 9-7, com θ igual a 1,056.

$$\begin{aligned} k_d &= 0,115(1,056)^{25-20} \\ &= 0,151 \text{ dia}^{-1} \end{aligned}$$

Com base na discussão sobre a Equação 9-27, percebemos que $\theta = 1,024$ para a reaeração. Logo:

$$k_r = 0,154(1,024)^{25-20} \\ = 0,173 \text{ dia}^{-1}$$

Embora os coeficientes talvez não justifiquem o arredondamento dos valores, podemos adotar três algarismos significativos, porque queremos calcular o tempo de percurso com duas casas decimais.

Temos todas as informações de que precisamos para calcular o tempo até o ponto crítico ser alcançado. A Equação 9-38 dá:

$$t_c = \frac{1}{0,173 - 0,151} \ln \left\{ \frac{0,173}{0,151} \left[1 - 2,98 \left(\frac{0,173 - 0,151}{0,151 \times 20,0} \right) \right] \right\} \\ = 45,45 \ln \{ 1,146 [1 - 2,98(0,02185)] \} \\ = 5,18 \text{ dias}$$

Substituindo a variável t na Equação 9-36 por este valor, podemos calcular o déficit no ponto crítico:

$$D_c = \frac{(0,151)(20,0)}{0,173 - 0,151} [e^{-(0,151)(5,18)} - e^{-(0,173)(5,18)}] + 2,98 [e^{-(0,173)(5,18)}] \\ = 137,3[(0,0493)] + 2,98[1,224] \\ = 6,763 + 1,242 \\ = 7,99 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Utilizando D_c e o valor apropriado de OD na saturação, obtido na Tabela A-2, podemos calcular o OD no ponto crítico:

$$\text{OD} = \text{OD}_s - D \\ = 8,38 - 7,99 = 0,39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Logo, o menor valor de OD para a unidade A no Rio Veles é $0,39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e ocorre no tempo de percurso igual a 5,18 dias a jusante do ponto de despejo da unidade. Como a velocidade do Rio Veles é $0,100 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, a distância entre o ponto de despejo e o ponto crítico a jusante é:

$$\frac{(0,100 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(5,18 \text{ dias})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})}{1000 \text{ m} \cdot \text{km}^{-1}} = 44,8 \text{ km}$$

Os resultados das outras combinações de rio e unidade são resumidos na tabela abaixo.

	Unidade A		Unidade B	
	Rio Veles	Rio Perun	Rio Veles	Rio Perun
k_d	0,151	0,151	0,104	0,104
k_r	0,173	0,245	0,173	0,245
t_c	5,18	4,11	5,86	4,47
D	7,98	6,62	6,51	5,32
OD	0,40	1,76	1,87	3,06

A melhor combinação é a unidade B no Rio Perun, já que tem o menor déficit e o maior valor de OD mínimo.

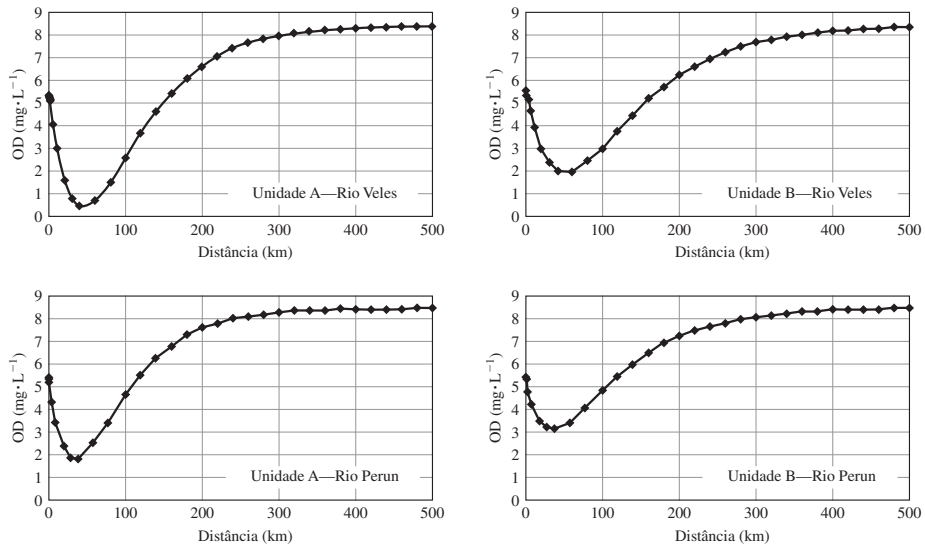


FIGURA 9-18 Efeito dos valores de k_d e de k_r na curva da depleção do OD. Observe que a velocidade da água do Rio Perun é duas vezes maior do que a água do Rio Veles.

Utilizando um programa de elaboração de planilhas, geramos os valores de OD para uma série de tempos em cada uma das combinações entre unidade e rio. Os resultados são mostrados na Figura 9-18. O exame da figura nos permite fazer as seguintes observações (mantendo-se constantes as outras variáveis, em cada caso):

1. O aumento da taxa de reaeração reduz o déficit e o tempo crítico.
2. A redução da taxa de reaeração aumenta o déficit e o tempo crítico.
3. O aumento da taxa de desoxigenação aumenta o déficit e reduz o tempo crítico.
4. A redução da taxa de desoxigenação reduz o déficit e aumenta o tempo crítico.

A DBO nitrogenada. Já discutimos o papel da DBO carbonácea na curva de depleção do OD. Contudo, em muitos casos a DBO nitrogenada tem tanta influência nos níveis de oxigênio dissolvido quanto a DBO carbonácea. As estações de tratamento de águas residuárias modernas estão perfeitamente aptas a tratar efluentes a níveis de DBOC_5 abaixo de $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Um efluente típico contém perto de $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de nitrogênio, o que implicaria uma DBON de quase $137 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, considerada como despejo de amônia (ver o Exemplo 9-6). A DBO nitrogenada pode ser incorporada na curva da depleção do OD com a adição de um termo na Equação 9-36.

$$D = \frac{k_d L_a}{k_r - k_d} (e^{-k_d t} - e^{-k_r t}) + D_a (e^{-k_r t}) + \frac{k_n L_n}{k_r - k_n} (e^{-k_n t} - e^{-k_r t}) \quad (9-41)$$

onde k_n = coeficiente de desoxigenação nitrogenada (dia^{-1})

L_n = DBO nitrogenada final após a mistura das águas residuárias à água do rio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

(além de outros termos, já definidos).

É importante observar que, com a adição de um termo representando a DBON, a Equação 9-41 não pode ser utilizada para calcular o tempo crítico, o qual deve ser calculado com uma solução com base em um método e tentativa e erro para solucionar a Equação 9-41.

Outros fatores que afetam os níveis de OD em rios. A curva clássica que descreve a depleção do OD pressupõe que existe apenas uma fonte pontual de despejo de resíduos no rio. Porém, na verdade esta condição raramente ocorre nos ambientes ribeirinhos. Diversas fontes pontuais podem ser tratadas individualmente, dividindo-se o rio em trechos. Cada fonte pontual demarca o início de um **trecho**, definido como a extensão do curso de água delimitada com base na uniformidade de seus atributos, isto é, a forma do canal, a composição do leito, a inclinação, entre outros. O déficit de oxigênio e a DBO residual podem ser calculados ao final de cada trecho. Após, estes valores são utilizados para calcularem-se os novos valores de D_a e de L_a no começo do trecho seguinte. Este procedimento também é utilizado para avaliar a poluição de fontes não pontuais, desde que os trechos definidos sejam adequadamente curtos. A poluição não pontual pode ser incorporada diretamente na equação da depleção do OD nos casos em que as análises requerem um grau mais elevado de sofisticação. A divisão do rio em trechos também é necessária sempre que o regime de vazão é alterado, porque o coeficiente de areação sofre variação nestes casos. As corredeiras em rios pequenos desempenham um importante papel na manutenção dos níveis elevados de OD. A eliminação destas corredeiras mediante a dragagem ou o represamento das águas de um rio exerce influência significativa no nível de OD, embora os valores deste parâmetro tendam a ser elevados logo após a queda da água sobre a borda da represa, por conta da turbulência gerada neste ponto.

Em alguns rios, os sedimentos são formados por grandes depósitos de matéria orgânica. Estes se formam naturalmente, com o acúmulo das folhas mortas de plantas aquáticas. Entretanto, há depósitos compostos por lodo de águas residuárias precariamente tratadas ou que não recebem qualquer tratamento. Em ambos os casos, a decomposição da matéria orgânica aumenta a pressão sobre a concentração de oxigênio, uma vez que a demanda pelo elemento é atendida somente pela água nas regiões mais superficiais do corpo hídrico. Quando a demanda bentônica é significativa, em comparação com a demanda do oxigênio na coluna da água, ela deve ser incluída na equação da depleção do OD.

As plantas aquáticas também exercem forte influência nos níveis de OD. A fotossíntese realizada durante o dia produz o oxigênio para a reaeração. Há casos em que a atividade fotossintética gera a supersaturação em oxigênio. Todavia, as plantas também consomem este oxigênio em seus processos respiratórios. Ainda que o saldo da produção de oxigênio seja positivo, a respiração vegetal tem o poder de afetar os níveis de OD de forma significativa durante a noite. Em linhas gerais, as plantas crescem mais no verão, quando as vazões são baixas e as temperaturas são altas. Nestes períodos, as elevadas demandas respiratórias verificadas durante a noite coincidem com os piores casos de exaustão de oxigênio na ação da DBO. Outro aspecto que deve ser considerado é que, quando as plantas aquáticas morrem e se depositam no fundo, a demanda bentônica aumenta. Como regra geral, admite-se que massas elevadas de plantas aquáticas são nocivas para a manutenção de níveis de OD consistentemente altos.

O efeito dos nutrientes na qualidade da água nos rios

Embora os resíduos demandadores de oxigênio sejam os poluentes mais importantes na maioria das vezes, os nutrientes também contribuem com a deterioração da qualidade da água nos rios, já que promovem o crescimento vegetal excessivo. Estes elementos são necessários para o desenvolvimento das plantas, e incluem, em ordem de abundância no tecido vegetal: o carbono, o nitrogênio, o fósforo e uma variedade de elementos-traço. Porém, o crescimento vegetal só é possível quando todos os nutrientes necessários estão presentes. Basta limitar um nutriente no meio para que a planta não atinja o nível de crescimento necessário.

Dentro de determinados limites, o crescimento vegetal nos ambientes aquáticos é desejável, porque as plantas formam a base da cadeia alimentar e, portanto, servem de suporte para as formas de vida animal. Contudo, o crescimento vegetal excessivo tem resultados desagradáveis, como as grossas camadas de limo em rochas e as amplas massas de plantas aquáticas.

No entanto, a disponibilidade de nutrientes não é a única exigência para o crescimento vegetal. Em muitos rios, a turbidez causada pelas partículas de solo erodido, pelas bactérias presentes e por outros fatores impedem a penetração da luz nas camadas mais profundas, prejudicando o pleno crescimento vegetal no leito. É por esta razão que o limo que se desenvolve nas rochas normalmente ocorre apenas em águas rasas. Outro aspecto importante é que as correntes impedem a correta fixação das plantas de raiz, o que restringe o desenvolvimento destas espécies a águas calmas, reclusas e rasas, que permitem a penetração da luz.

Os efeitos do nitrogênio. Quatro fatores podem fazer do nitrogênio um elemento prejudicial para o corpo receptor:

1. As concentrações elevadas da amônia em sua forma não ionizada são tóxicas para peixes.
2. A amônia, NH_3 , em concentrações reduzidas, e o nitrato, NO_3^- , promovem a floração de algas.
3. A conversão de NH_4^+ em NO_3^- consome grandes quantidades de oxigênio dissolvido.
4. O cloro (Cl_2), o ácido hipocloroso e o íon hipoclorito (HOCl/OCl^-) reagem com a amônia durante a desinfecção de águas residuárias por cloração, formando cloraminas. Estas substâncias não são removidas durante a descloração que antecede o despejo e são mais tóxicas do que o cloro, o ácido hipocloroso e o íon hipoclorito.

Os efeitos do fósforo. O principal efeito prejudicial do fósforo está no fato de ele atuar como nutriente essencial para o crescimento das algas. Quantidades elevadas do nutriente intensificam as florações das algas que, quando morrem, se transformam em material orgânico demandador de oxigênio, já que passam a ser decompostas pelas bactérias. Esta demanda de oxigênio sobrecarrega a oferta de oxigênio dissolvido no corpo hídrico e causa a mortandade de peixes.

A estratégia de gestão. A estratégia adotada na gestão dos problemas de qualidade da água associados aos níveis excessivos de nutrientes é escolhida com base nas fontes de cada nutriente no corpo hídrico. Salvo determinadas circunstâncias, muito raras, os níveis de carbono nos corpos receptores são altos o suficiente para promoverem o desenvolvimento vegetal. As plantas utilizam o dióxido de carbono disponibilizado pelo bicarbonato, agente responsável pela alcalinidade da água, e pela decomposição da matéria orgânica pelas bactérias. O dióxido de carbono removido da água é devolvido pela atmosfera. De modo geral, a principal fonte de elementos-traço é a intemperização natural dos minerais rochosos, processo sobre o qual o engenheiro ambiental tem pouco controle. Contudo, uma vez que a chuva ácida causada pela poluição atmosférica acelera o intemperismo, o controle da poluição atmosférica pode ajudar, ainda que indiretamente, a reduzir a liberação de elementos-traço no ambiente natural. A remoção destes elementos das águas residuárias exige processos com alto nível de complexidade. Além disso, as quantidades de elementos-traço necessárias para o desenvolvimento vegetal são tão baixas, que são grandes as chances de o fósforo e o nitrogênio se tornarem os nutrientes limitantes de fato. Logo, na prática, as estratégias de controle dos problemas na qualidade da água causados pela presença de nutrientes em rios se concentram na remoção do nitrogênio e do fósforo dos despejos, antes do lançamento.

9-4 A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS

O controle do fósforo

O Capítulo 5 discutiu o problema da eutrofização e o efeito que o fenômeno tem nos ecossistemas. Uma vez que o fósforo normalmente é o nutriente limitante, o controle da eutrofização cultural em lagos precisa se basear na redução do aporte deste elemento. A redução destas quantidades causa uma queda gradual no teor de fósforo, à medida que ele se deposita nos sedimentos de fundo ou é lavado das águas do lago. Outras estratégias têm sido propostas para reverter ou desacelerar a eutrofização, como a precipitação do fósforo com alumínio (na forma de sulfatos de alumínio) ou a remoção de sedimentos ricos no elemento por dragagem. Todavia, se a entrada do fósforo não for controlada, o processo de eutrofização prosseguirá. Logo, a dragagem ou a precipitação aplicadas isoladamente resultam em uma melhoria apenas temporária na qualidade da água. Quando são implementadas em conjunto com a redução do aporte de fósforo, estas medidas ajudam a remover o elemento do sistema lacustre com mais facilidade. Evidentemente, a necessidade de se acelerar o processo de recuperação precisa levar em conta os prováveis prejuízos causados pelo acúmulo de lodo nas margens do lago e da remistura de compostos químicos enterrados nos sedimentos de fundo.

A redução das quantidades de fósforo que entram em um ambiente lacustre requer a identificação das fontes e a avaliação dos procedimentos cabíveis para diminuir os teores despejados. A intemperização de rochas é a fonte natural do fósforo nos ecossistemas. O elemento é liberado das rochas intemperizadas diretamente na água. Entretanto, a maior parte do fósforo é absorvido pelas plantas, e entra na água na forma de material vegetal morto. É muito difícil reduzir as fontes naturais de fósforo. Quando estas fontes são muito expressivas, o lago será naturalmente eutrófico.

Em muitos ambientes lacustres, as principais fontes do elemento resultam das atividades humanas, entre as quais as mais representativas são os despejos de águas residuárias municipais e industriais, a infiltração dos conteúdos de fossas sépticas no solo e os escoamentos superficiais de lavagens. As contribuições relativas de diversas fontes de fósforo são ilustradas no exemplo abaixo.

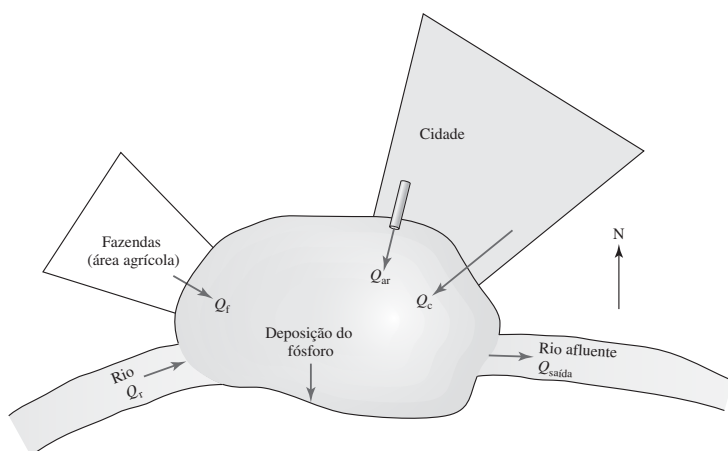
EXEMPLO 9-15

Um lago tem área superficial de $9,34 \times 10^7 \text{ m}^2$ e profundidade de 10 m. A precipitação direta média anual é 107 cm. As fontes de fósforo no lago incluem:

1. Uma estação de tratamento de efluentes municipais de uma cidade com 54 mil habitantes. O consumo médio de água por habitante da cidade é $350 \text{ L} \cdot \text{pessoa}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. O teor de fosfatos totais no esgoto lançado é $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (média anual), e a estação de tratamento remove 90% do fósforo.
2. A cidade tem um novo sistema de coleta de esgoto, que separa o esgoto doméstico do esgoto pluvial. A água da chuva é despejada em um lago após tratamento em filtro de areia, o qual remove 50% do fósforo. A rede de galerias pluviais atende a uma área de $9,5 \text{ km}^2$, com coeficiente de escoamento igual a 0,40. A concentração do fósforo na água pluvial não tratada é $0,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.
3. O lago recebe águas de um córrego limpo com vazão anual média de $0,65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A concentração média de fósforo nas águas do córrego é $0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.
4. A fertilização da área agrícola está localizada a leste do lago e é realizada com dejetos animais no começo da primavera, antes da semeadura. A área de drenagem é de 150 km^2 . O aporte de fósforo nestas fazendas é $0,42 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. As lavours absorvem 60% do fósforo fornecido. O coeficiente de escoamento desta área agrícola é 0,30. (Este aporte lançado no lago pode ser calculado como média anual.)
5. A taxa de deposição do fósforo no lago é $2,8 \times 10^{-8} \text{ s}^{-1}$.

Calcule a concentração do fósforo total no lago. Qual é o estado trófico das águas? Suponha que a taxa de evaporação da água é igual à taxa de precipitação.

Solução Primeiro, preparamos um diagrama do lago.



Precisamos calcular as **vazões** envolvidas:

A vazão do córrego (Q_r) é dada, $0,65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

A vazão da estação de tratamento de efluentes é:

$$Q_{ar} = (350 \text{ L} \cdot \text{capita}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1})(54.000 \text{ habitantes}) \left(\frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} \right) \left(\frac{1 \text{ dia}}{86.400 \text{ s}} \right) = 0,219 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Os escoamentos superficiais urbanos devem ser calculados com base na taxa de precipitação ($107 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$) e na área de drenagem ($9,5 \text{ km}^2$). A taxa de escoamento é 0,40.

$$Q_c = (107 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}) \left(\frac{1 \text{ m}}{100 \text{ cm}} \right) \left(\frac{1 \text{ ano}}{(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})} \right) \\ \times (9,5 \text{ km}^2) \left(\frac{1000 \text{ m}}{1 \text{ km}} \right) (0,40) \\ = 0,129 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

O escoamento superficial da área agrícola é calculado de modo análogo. Porém, a área de drenagem é 15 km^2 e a taxa de escoamento é 0,30.

$$Q_r = \left(107 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1} \right) \left(\frac{1 \text{ m}}{100 \text{ cm}} \right) \left(\frac{1 \text{ ano}}{(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})} \right) \\ \times (150 \text{ km}^2) \left(\frac{1000 \text{ m}}{1 \text{ km}} \right)^2 (0,3) \\ = 1,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Lembrando que a taxa de evaporação é igual à taxa de precipitação, a vazão de entrada no lago é:

$$Q_r + Q_{ar} + Q_c + Q_f = (0,65 + 0,219 + 0,129 + 1,53) \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} = 2,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}.$$

Para manter o balanço de massa da água, a vazão de saída precisa ser igual à vazão de entrada, o que pressupõe que o volume perdido para a infiltração e a evaporação é igual ao volume da precipitação. Logo:

$$Q_{\text{saída}} = 2,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

A seguir, precisamos calcular a quantidade de fósforo que entra no lago.

Quando a vazão e a concentração são dadas, a vazão mássica é igual a $Q \times C$. Este raciocínio é válido para todas as vazões, exceto o escoamento oriundo das terras agrícolas.

A vazão mássica trazida pelo rio:

$$M_r = (0,65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right) \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) = 0,033 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

A vazão mássica lançada pela estação de tratamento, a qual remove 90% do fósforo, é:

$$M_{ar} = (0,219 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1 - 0,90) \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right) \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) = 0,219 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

A vazão mássica dos esgotos pluviais da cidade, na qual 50% são removidos por tratamento, é:

$$M_c = (0,129 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(0,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1 - 0,50) \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right) \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right) = 0,048 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

Para calcular a contribuição de fósforo relativa às fazendas, precisamos utilizar a taxa de aplicação dos fertilizantes. As lavouras absorvem 60% do fósforo oferecido. Logo, 40% são liberados no meio ambiente.

$$M_f = (0,42 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1})(150 \text{ km}^2)(0,40) \left(\frac{1000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \right) \left(\frac{1 \text{ ano}}{365 \text{ dias}} \right) \left(\frac{1 \text{ dia}}{86.400 \text{ s}} \right) \\ = 7,99 \times 10^{-4} \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

Portanto, a massa total de fósforo que entra no lago é:

$$M_{\text{entrada}} = M_r + M_{ar} + M_c + M_f = (0,033 + 0,219 + 0,048 + 7,99 \times 10^{-4}) \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} = 0,301 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

A próxima etapa consiste em calcular a **massa de fósforo que sai do lago**. Assumimos que o lago esteja em estado estacionário e que a mistura das águas seja completa. O fósforo é retirado de solução mediante sedimentação ou na saída da água do rio efluente. No Capítulo 2 vimos que é possível representar o processo de degradação com a expressão $dC/dt = -kC_{\text{lago}}$, onde

k é a constante de velocidade, C_{lago} é a concentração do fósforo no lago e V é o volume. O termo que representa a remoção de um composto da vazão de saída do lago é $C_{\text{lago}}Q_{\text{saída}}$:

Agora, podemos escrever a **equação do balanço de massa completo**:

$$\frac{d(\text{Massa})}{dt} = \text{fosfato que entra} - \text{fosfato que sai}$$

A expressão detalhada é:

$$\begin{aligned} \frac{d(\text{Massa})}{dt} = & \text{fosfato das águas residuárias} + \text{fosfato do rio} + \text{fosfato da área agrícola} \\ & + \text{fosfato das galerias pluviais} - \text{fosfato perdido para a sedimentação} \\ & - \text{fosfato perdido na vazão de saída do lago} \end{aligned}$$

Esta expressão pode ser redigida em termos matemáticos, como fizemos no Capítulo 2:

$$\frac{d(\text{Massa})}{dt} = C_r Q_r + C_{ar} Q_{ar} + C_c Q_c + C_f Q_f - k_s C_{\text{lago}} V - C_{\text{lago}} Q_{\text{saída}}$$

onde k_s = constante de sedimentação do fósforo
 V = volume do lago

Já calculamos a massa total de fósforo que entra no lago:

$$M_{\text{entrada}} = C_r Q_r + C_{ar} Q_{ar} + C_c Q_c + C_f Q_f = 0,301 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$$

Portanto:

$$\begin{aligned} \frac{d(\text{Massa})}{dt} &= M_{\text{entrada}} - k_s C_{\text{lago}} V - C_{\text{lago}} Q_{\text{saída}} \\ &= 0,301 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} - (2,8 \times 10^{-8} \text{ s}^{-1}) C_{\text{lago}} (9,34 \times 10^7 \text{ m}^2)(10 \text{ m}) - C_{\text{lago}} (2,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) \end{aligned}$$

Considerando $d(\text{Massa})/dt = 0$, isto é, o fósforo no lago está em estado estacionário, podemos resolver a equação acima para C_{lago} :

$$\begin{aligned} 0,301 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1} - (26,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) C_{\text{lago}} - (2,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) C_{\text{lago}} \\ = \frac{0,301 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}}{28,68 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = C_{\text{lago}} \end{aligned}$$

$$C_{\text{lago}} = 0,0105 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Precisamos comparar este valor aos valores dados em miligrama por litro. Por esta razão, convertemos as unidades de nossa resposta.

$$C_{\text{lago}} = (0,0105 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) \left(\frac{1000 \text{ mg}}{\text{g}} \right) \left(\frac{1000 \mu\text{g}}{\text{mg}} \right) \left(\frac{\text{m}^3}{1000 \text{ L}} \right) = 10,5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$$

Portanto, como mostra a Tabela 5-2, o estado trófico do lago é mesotrófico. Dito de outro modo, as medidas adotadas nas estações de tratamento de efluentes desta cidade não bastam para garantir que a qualidade da água do lago esteja dentro dos padrões aceitáveis.

As águas residuárias municipais e industriais. Todo esgoto municipal contém fósforo, o qual está presente nos dejetos humanos. Muitas águas residuárias industriais também são ricas no elemento. Nestes casos, a remoção efetiva do fósforo exige a adoção de técnicas de tratamento avançadas, as quais serão discutidas no Capítulo 11. Até a década de 1980, as águas residuárias municipais continham grandes quantidades de fósforo de detergentes à base de polifosfato (na maioria das vezes, um polifosfato é uma cadeia de três íons fosfato). O polifosfato se liga aos minerais presentes na água, o que aumenta a eficiência do detergente. Na década de 1970, o aporte de fósforo gerado por detergentes era aproximadamente duas vezes maior do que a contribuição do elemento presente em dejetos humanos. As técnicas avançadas de tratamento de efluentes permitem remover o fósforo de águas residuárias. Contudo, excluir o elemento das formulações de detergente elimina o poluente na fonte. Os detergentes comercializados hoje não contêm fósforo,

que foi substituído por outros compostos. Nos Estados Unidos, a filosofia da minimização começou a ser aplicada no final da década de 1980, quando os estados que fazem divisa com a Baía de Chesapeake aprovaram leis proibindo a produção e a comercialização de detergentes à base de fósforo como estratégia para a redução do despejo do elemento nos lagos da região.

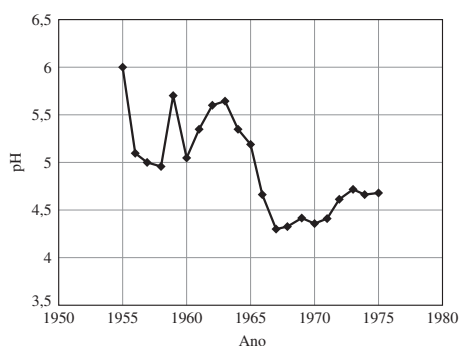
A infiltração a partir de fossas sépticas. As praias de muitos lagos são cercadas de casas, todas com fossas sépticas e sistemas de drenagem subsuperficial próprios. À medida que uma água residuária tratada se move pelo solo, na direção do lago, o fósforo presente nela é absorvido pelas partículas de terra, especialmente pela argila. Logo, no começo da vida útil de um sistema de drenagem subsuperficial, a quantidade de fósforo que entra diretamente no lago é muito pequena. Todavia, com o tempo a capacidade de o solo absorver o fósforo diminui, e qualquer quantidade do elemento que seja descartada nessas condições acaba entrando no lago, contribuindo com a eutrofização. O tempo necessário para que o fósforo alcance o ambiente lacustre é função do tipo de solo, da distância até o lago, da quantidade de águas residuárias geradas e da concentração do elemento nestas. Para impedir que ele chegue ao lago, os sistemas de drenagem subsuperficial são construídos a uma distância relativamente longa das margens. Esta medida aumenta, ainda que de forma indireta, a capacidade de o solo absorver o fósforo. Nos casos em que esta medida não é possível, é preciso substituir as fossas sépticas e os sistemas de drenagem subsuperficial por uma galeria com capacidade para coletar as águas residuárias e transportá-las a uma estação de tratamento.

Os escoamentos superficiais de áreas agrícolas. Por ser um nutriente vegetal, o fósforo tem papel essencial na formulação de fertilizantes. Quando a água da chuva lava os campos fertilizados, parte do fósforo é transportada para os cursos de água, de onde o elemento segue para os lagos na região. A maior parte do fósforo não absorvido pelas plantas se liga às partículas do solo. O fósforo ligado é levado para lagos e cursos de água por meio da erosão do solo. A conscientização dos agricultores no sentido de fertilizarem suas terras a intervalos mais curtos utilizando menores quantidades de adubo pode ser útil como medida para controlar o aporte de fósforo nos lagos. Iniciativas contra a erosão também devem ser adotadas.

A acidificação dos lagos

No Capítulo 2 vimos que a água da chuva não contaminada é ligeiramente ácida. Sabemos que o CO_2 dissolve na água, formando ácido carbônico (H_2CO_3). Na concentração de equilíbrio, o H_2CO_3 reduz o pH da água para perto de 5,6. A chuva ácida normalmente é definida como a precipitação com pH menor do que este valor. O fenômeno foi descrito pela primeira vez em 1968 por Svante Oden, pesquisador sueco cujas descobertas demonstraram que a precipitação nos países escandinavos estava se tornando cada vez mais ácida (Figura 9-19). A partir de então, iniciaram-se pesquisas em todo o mundo no intuito de encontrar a verdadeira razão desta queda no pH da chuva e determinar a abrangência do fenômeno. A extensão do problema é ilustrada na Figura 9-20a. Em 1994, o pH da precipitação na maior parte do leste dos Estados Unidos era menor do que 4,4. Áreas significativas dessa região recebiam chuvas com pH abaixo de 4,3.

FIGURA 9-19 Os primeiros estudos que identificaram a mudança do pH da precipitação foram realizados por Svante Oden. O gráfico mostra o pH da chuva e determinar a abrangência do fenômeno. A extensão do problema é ilustrada na Figura 9-20a. Em 1994, o pH da precipitação na maior parte do leste dos Estados Unidos era menor do que 4,4. Áreas significativas dessa região recebiam chuvas com pH abaixo de 4,3.



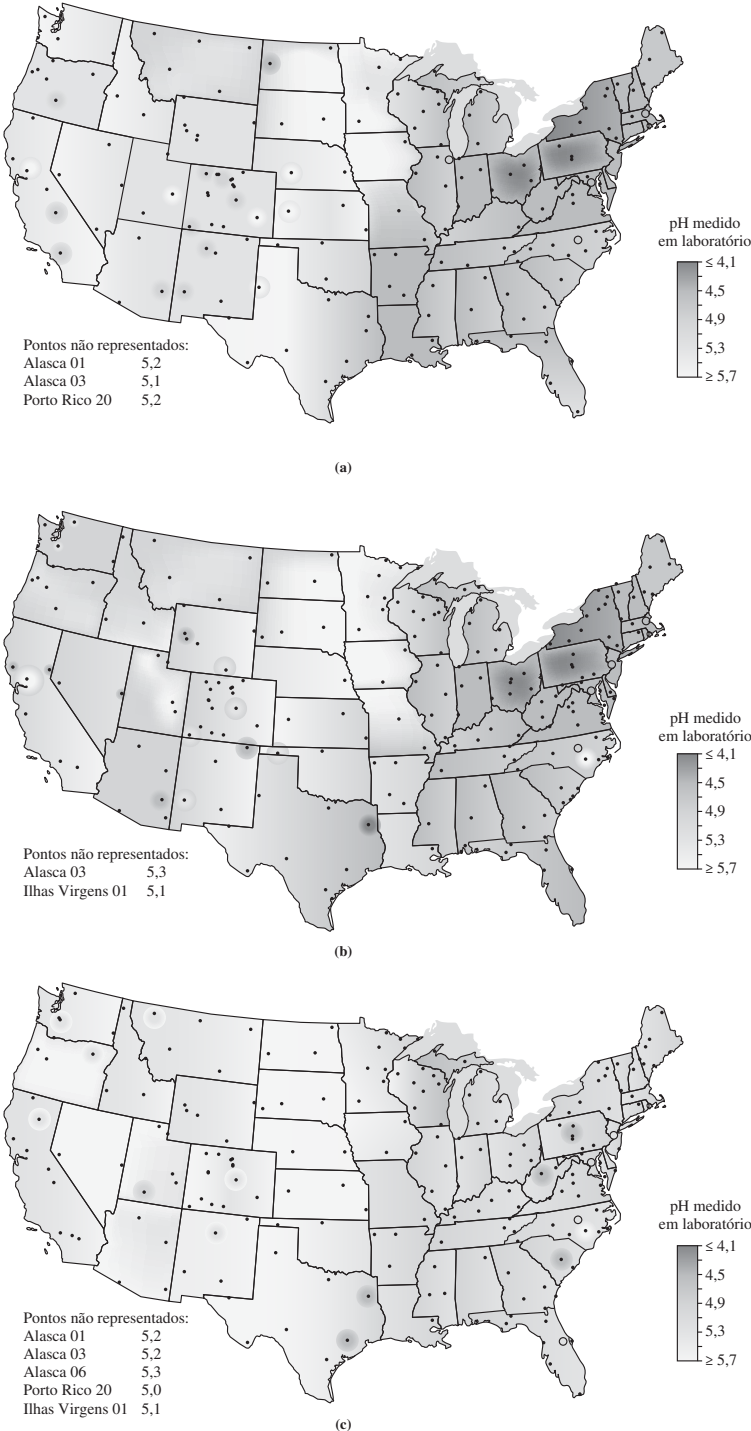


FIGURA 9-20 Concentrações de íons hidrogênio como pH em medições de água da chuva efetuadas no Central Analytical Laboratory, localizado em Urbana Champaign, IL. (a) 1994 (b) 2005 (c) 2010.

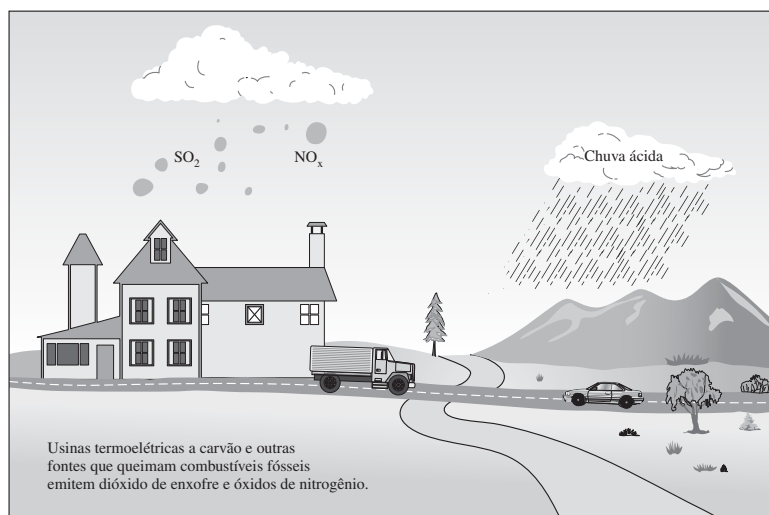


FIGURA 9-21 A formação da chuva ácida.

Descobertas científicas subsequentes revelaram que a chuva ácida acarreta:

- A dizimação de algumas espécies de trutas (como as que vivem nos lagos da região de Adirondacks).
- A acidificação de mais de 1350 cursos de água em regiões montanhosas dos estados de Maryland, Pensilvânia, Virgínia e Virgínia Ocidental.
- A acidificação de aproximadamente 580 cursos de água nas planícies costeiras atlânticas.
- A acidificação de mais de 90% dos cursos de água nos pinheirais de Nova Jérsei.

Após muitas pesquisas, descobriu-se que estes valores baixos de pH eram causados pelas emissões de óxidos de enxofre e de nitrogênio durante a queima de combustíveis fósseis. A Figura 9-21 mostra que a emissão destes óxidos na atmosfera forma os ácidos nítrico e sulfúrico, os quais caem com a chuva, as gotículas de nevoeiro e os flocos de neve, afetando plantas, materiais e corpos hídricos. Uma vez que esta deposição pode ser úmida ou seca, o termo chuva ácida é apropriadamente substituído pela expressão **deposição ácida**.

EXEMPLO 9-16

A análise química da chuva que cai na cidade de Thule revelou a presença dos seguintes compostos:

$1,38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{HNO}_3$

$3,21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{H}_2\text{SO}_4$

$0,354 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{HCl}$

$0,361 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{NH}_3$

Qual é o pH da água da chuva?

Solução Os ácidos nítrico, sulfúrico e clorídrico são fortes, isto é, dissociam-se completamente em água. A amônia é uma base fraca.

A água é eletronicamente neutra. Por esta razão, não deve conter excesso de cations ou ânions. A neutralidade elétrica da água é expressa por:

$$[\text{H}^+] + [\text{NH}_4^+] = [\text{NO}_3^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{OH}^-]$$

onde as concentrações são dadas em mols por litro.

Observação: embora os hidróxidos não estejam incluídos na composição química da água, eles estão presentes.

É preciso converter todas as concentrações dadas em mols por litro, dividindo-se a concentração pelo peso molecular da substância.

Por exemplo, o peso molecular do ácido nítrico é:

$$(1,008) + (14,01 + 3(16,0)) = 63,02 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$$

Logo:

$$\frac{(1,38 \text{ mg HNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}) \left(\frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \right)}{63,02 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} = 2,19 \times 10^{-5} \text{ M}$$

Os outros cálculos necessários são dados na tabela abaixo:

Espécie química	Concentração (mg · L ⁻¹)	Peso molecular (g · mol ⁻¹)	Concentração (M)
HNO ₃	1,38	63,018	$2,1899 \times 10^{-5}$
H ₂ SO ₄	3,21	98,076	$3,2730 \times 10^{-5}$
HCl	0,354	36,458	$9,7098 \times 10^{-6}$
NH ₃	0,361	17,034	$2,1193 \times 10^{-5}$

$$\sum(\text{ânions}) = [\text{NO}_3^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{OH}^-]$$

É preciso adotar a aproximação abaixo para resolver este problema.

$$[\text{NO}_3^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] \gg [\text{OH}^-]$$

Logo, $[\text{OH}^-]$ pode ser ignorada. Portanto:

$$\sum(\text{ânions}) = 2,19 \times 10^{-5} + (2)(3,28 \times 10^{-5}) + 9,71 \times 10^{-6} \text{ M} = 9,70 \times 10^{-5} \text{ M}$$

O íon amônio dissocia em amônia. A constante de equilíbrio desta reação é $10^{-9,3}$. Portanto, em pH ácido toda a amônia estaria presente na forma do íon amônio, NH_4^+ .

Com isso, temos:

$$[\text{H}^+] + [\text{NH}_4^+] = \sum(\text{ânions}) = 9,70 \times 10^{-5}$$

$$\begin{aligned} [\text{H}^+] &= \sum(\text{ânions}) - [\text{NH}_4^+] \\ &= 9,70 \times 10^{-5} - 2,12 \times 10^{-5} = 7,58 \times 10^{-5} \text{ M} \\ \text{pH} &= -\log(7,58 \times 10^{-5}) = 4,12 \end{aligned}$$

As hipóteses adotadas são razoáveis, porque o pH é ácido.

$$[\text{OH}^-] = 10^{-(14 - 4,12)} \text{ M} = 10^{-9,88} \text{ M} = 1,32 \times 10^{-10} \text{ M}$$

Na verdade, esta concentração é muito menor do que a dos outros ânions.

Alguns peixes, sobretudo a truta e o salmão do Atlântico, são muito sensíveis a valores baixos de pH. A maioria destes animais sofre estresse em meios com pH menor do que 5,5, e poucos sobrevivem quando o valor cai abaixo de 5,0. Em ambientes onde o pH é menor do que 4,0, as taxas de mortalidade de algumas espécies de rãs podem alcançar 85%. Estas descobertas foram publicadas no artigo de Ryan e Harvey (1980), no qual também foi revelado que o número de peixes com entre 2 e 5 anos de idade era praticamente nulo no Lago Patten, na província canadense de Ontário (Figura 9-22).

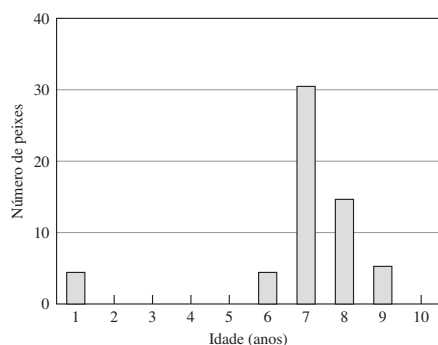


FIGURA 9-22 Distribuição dos peixes que vivem no Lago Patten, por faixa de idade.

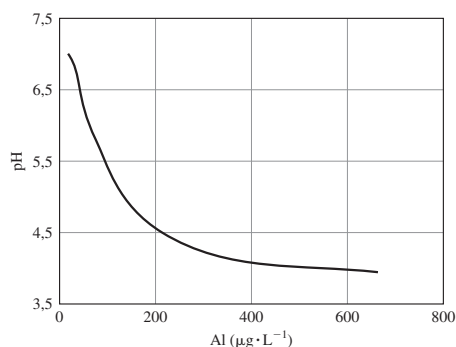


FIGURA 9-23 A relação entre o pH e as concentrações de alumínio nos lagos de águas claras na Suécia.

As pesquisas revelam que concentrações elevadas de alumínio provocam a mortandade de peixes. O alumínio é um elemento abundante, mas quase sempre encontra-se ligado aos minerais no solo. Em valores de pH normais, o elemento raramente ocorre em solução. A acidificação da água libera o Al^{3+} , que é altamente tóxico, no meio. Este fenômeno é mostrado na Figura 9-23, que ilustra a relação entre o pH e as concentrações de alumínio nos lagos de águas límpidas da Suécia (Dickson, 1980). Quanto menor for o valor do pH, maior será a concentração do elemento. Logo, os organismos sofrem duplamente, isto é, com a acidez e a liberação do alumínio, no mesmo meio.

A deposição ácida exerce inúmeros efeitos nos organismos aquáticos, entre os quais:

- Infertilidade
- Danos às guelras (que causam problemas respiratórios)
- Fracasso na eclosão das ovas
- Interferência na absorção de Ca (em moluscos)

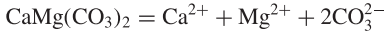
A maioria dos lagos conta com a proteção do sistema tampão carbonato (ver o Capítulo 2). Dependendo da extensão em que a capacidade tamponante do lago é conservada, o pH da água não é severamente afetado pela chuva ácida. Na existência de uma fonte de bicarbonato capaz de reabastecer as quantidades do íon consumidas pela chuva ácida, a capacidade tamponante do corpo hídrico atinge valores bastante expressivos. Os solos calcários contêm grandes quantidades de carbonato de cálcio (CaCO_3), cuja dissolução libera o carbonato em solução, o qual por sua vez pode ser protonado, para formar o bicarbonato. Por essa razão, os lagos localizados em solos calcários tendem a resistir à acidificação de suas águas.

EXEMPLO 9-17

A chuva ácida infiltra em uma formação rochosa composta de dolomita, um mineral rochoso muito comum. Em 1940, o pH médio da água subterrânea no local era 6,6. Em 1995, o valor havia caído para 5,6. Suponha que a água subterrânea que percola a dolomita esteja em equilíbrio. Calcule os teores de cálcio e de magnésio, nos dois valores de pH. A temperatura é 25°C e as concentrações do cálcio, do magnésio e do carbonato na chuva são insignificantes.

Solução A estrutura química da dolomita é $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, e o pK_s é 17,09. Vamos assumir a hipótese de que a água da chuva não contenha cálcio e magnésio. Se esta água está em equilíbrio com o dióxido de carbono, a concentração do ácido carbônico é 10^{-5} M (ver o Capítulo 2, no qual também foi assumido que a pressão parcial do dióxido de carbono na atmosfera é $10^{-3,5}$ atm).

A expressão do equilíbrio da dissolução da dolomita é:



A expressão da solubilidade é:

$$[\text{Ca}^{2+}][\text{Mg}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]^2 = 10^{-17,09}$$

Esta hipótese considera que as concentrações do cálcio e do magnésio na chuva sejam zero. Uma vez que quantidades equimolares dos dois íons dissolvem na água percolante, é possível supor que a concentração de cada cátion seja s . Para cada mol de cálcio que dissolve, dois mols de carbonato são dissolvidos. Se reconhecermos que o carbonato que dissolve reage para formar ácido carbônico e bicarbonato, temos:

$$C_T = [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] = 2s$$

No Capítulo 2 vimos que a expressão da dissociação do ácido carbônico em carbonato, no equilíbrio, é:

$$\text{H}_2\text{CO}_3^* = 2\text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-} \quad K = 10^{-6,3} \times 10^{-10,3} = 10^{-16,6}$$

Além disso, sabemos que a expressão da dissociação do carbonato, também no equilíbrio, é:

$$\text{HCO}_3^- = \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-} \quad \text{p}K = 10,3$$

No pH 6,6:

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]^2}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} = 10^{-16,6} = \frac{[\text{CO}_3^{2-}] 10^{-13,2}}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}$$

$$\text{Logo, } [\text{H}_2\text{CO}_3^*] = 10^{3,4} [\text{CO}_3^{2-}]$$

$$\frac{[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10,3} = \frac{[\text{CO}_3^{2-}] 10^{-6,6}}{[\text{HCO}_3^-]}$$

$$\text{Portanto, } [\text{HCO}_3^-] = 10^{3,7} [\text{CO}_3^{2-}]$$

$$\begin{aligned} C_T = [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] &= 10^{3,4} [\text{CO}_3^{2-}] + 10^{3,7} [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{CO}_3^{2-}] \\ &= 7,52 \times 10^3 [\text{CO}_3^{2-}] = 2s \end{aligned}$$

Com base neste raciocínio:

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{2s}{7,52 \times 10^3}$$

A expressão da solubilidade dá:

$$(s)(s)\left(\frac{2s}{7,52 \times 10^3}\right)^2 = 10^{-17,09}$$

Resolvendo para s , temos:

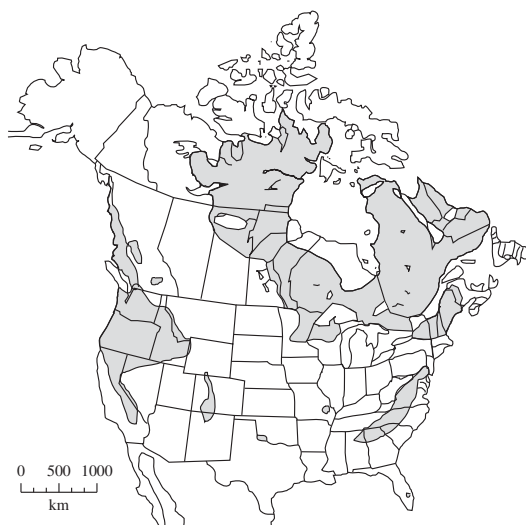
$$s = 0,00327 \text{ M} = [\text{Ca}^{2+}] = [\text{Mg}^{2+}] \text{ no pH de 6,6.}$$

$$\text{No pH 5,6, } s = 0,0207 \text{ M} = [\text{Ca}^{2+}] = [\text{Mg}^{2+}]$$

O cálculo mostra que, quando o pH cai de 6,6 para 5,6, as concentrações do cálcio e do magnésio dissolvido na água aumentam aproximadamente seis vezes.

A susceptibilidade de um lago à acidificação também é governada por fatores como a permeabilidade e a profundidade do solo, a composição do leito rochoso, a extensão e a inclinação da bacia hidrográfica e o tipo de vegetação. Solos finos e impermeáveis não propiciam o tempo necessário para o contato da chuva com o terreno. Isto reduz o potencial do solo de diminuir

FIGURA 9-24 As regiões da América do Norte onde ocorrem lagos sensíveis à acidificação pela precipitação ácida. As áreas sombreadas têm formações geológicas ígneas ou metamórficas; as áreas claras apresentam formações geológicas calcárias ou de leito sedimentar. As regiões com lagos de baixa alcalinidade foram formadas na mesma época em que se constituíram as formações ígneas e metamórficas.



os efeitos da precipitação ácida. Da mesma forma, bacias hidrográficas pequenas e inclinadas encurtam o tempo de contato entre a água e o solo, comprometendo a capacidade de tamponamento dos efeitos da precipitação ácida. A presença de vegetação decídua ajuda a diminuir a acidez. Já as florestas de coníferas geram escoamentos superficiais mais ácidos do que a própria precipitação. As formações rochosas graníticas não têm o potencial de atenuar os efeitos da chuva ácida. Galloway e Cowling (1978) utilizaram a geologia dos leitos rochosos como ferramenta para detectar áreas nas quais os lagos são mais sensíveis ao fenômeno (Figura 9-24). É preciso lembrar que as áreas consideradas mais suscetíveis são também aquelas mais expostas a níveis reduzidos de precipitação ácida.

Com o agravamento dos problemas associados à deposição ácida, o Congresso dos Estados Unidos incluiu deliberações específicas na Lei do Ar Limpo de 1990 no esforço de reduzir-se as emissões de poluentes atmosféricos precursores da chuva ácida. A lei estabeleceu que as emissões de dióxido de enxofre no ano 2000 deveriam ser reduzidas a 40% dos níveis registrados em 1980. A fase I do programa de redução da chuva ácida ganhou efeito em 1995, e exigiu que as maiores empresas emissoras de dióxido de enxofre (10 usinas termoeletricas em 21 estados do Meio Oeste, da Região dos Apalaches, do Sudeste e do Nordeste dos Estados Unidos) instalassem sistemas de controle de emissões. No ano 2000, a fase II do programa exigiu a redução adicional do dióxido de enxofre emitido por usinas termoeletricas operadas a carvão e por empresas de pequeno porte. A Figura 9-20b mostra que o pH da chuva ácida em 2005 era muito maior do que o valor observado em 1994, representando uma melhora considerável na qualidade do ar, e comprovando o sucesso das regulamentações sobre o controle da poluição atmosférica.

As emissões de poluentes atmosféricos contendo óxidos de enxofre e de nitrogênio são discutidas em detalhe no Capítulo 12.

9-5 A QUALIDADE DA ÁGUA NOS ESTUÁRIOS

Os **estuários** são formações geográficas costeiras que marcam o encontro das águas doces de um rio com as águas salgadas do mar. É um local de transição, onde ocorre a mistura destes tipos de água. Por fazerem divisa com o mar, os estuários estão sujeitos à influência das marés, ainda que se encontrem protegidos da força das ondas, dos ventos e das tempestades por barreiras de corais, cadeias de ilhas, penínsulas ou trechos de terra que definem os limites entre estes corpos hídricos e o oceano (National Estuarine Research Reserve System, 2007; U.S. EPA, 2007).

Os estuários variam significativamente em extensão e forma. Recebem denominações alternativas, como baía, lagoa, porto, canal e estreito, embora nem todos os corpos hídricos des-

critos por algum destes termos sejam de fato estuários. A característica típica de um estuário é a mistura de águas doces e salgadas. A Baía de São Francisco, o Estreito de Puget, a Baía de Chesapeake, o Porto de Boston e a Baía de Tampa são exemplos de estuários.

Estes corpos hídricos são ecossistemas complexos e especializados, originados durante ciclos de períodos secos e úmidos. Caracterizam-se pelo desaparecimento e ressurgimento de organismos aquáticos. É o movimento das águas que, em última análise, promove a distribuição e a especialização dos organismos que vivem nesses corpos hídricos. Comparados a uma área equivalente de terras agrícolas, florestadas ou pastoris, os rios e oceanos formam estuários com uma abundância de nutrientes essenciais à vida e promovem a criação de ecossistemas biologicamente mais ricos. Os estuários são áreas caracterizados por uma grande variedade de habitats, entre os quais os mais comuns são as águas rasas, os alagadiços de águas doces e salgadas, as praias de areias, as áreas lamacentas e arenosas, as praias rochosas, os recifes de crustáceos, os mangues, os deltas de rios, as poças de maré, os leitos de algas e os pântanos com formações florestais diversas. Aves de hábitos costeiros, peixes, caranguejos e lagostas, mamíferos marinhos, moluscos, vermes marinhos, aves oceânicas e reptéis são apenas algumas das formas de vida que encontram abrigo em áreas adjacentes a estuários.

Por atuarem como santuários para animais em períodos de nidificação e reprodução, os estuários podem ser vistos como “berço” para inúmeras espécies de aves, peixes e outras formas de vida. Estes corpos hídricos também cumprem a função de sítio de parada para aves migratórias.

Além de servirem de berçário e de santuário para muitas formas de vida selvagem, os estuários realizam muitas funções importantes. À medida que as águas escoam das terras altas para pântanos de águas doces (ou mesmo salgadas), uma parcela dos sedimentos e poluentes que carregam é filtrada. Isso faz com que estas águas se tornem mais limpas e claras. As plantas e os solos de áreas úmidas amortecem e absorvem os efeitos das marés e das ondas geradas durante tempestades costeiras, protegendo não apenas os organismos nas terras mais altas, como também as propriedades imobiliárias nessas regiões. A vegetação de alagadiços salgados e outras plantas estuarinas auxiliam a controlar a erosão e a estabilizar a costa.

Os estuários estão seriamente ameaçados por fatores diversos, como a pressão gerada pelo excesso de nutrientes e pela contaminação com patógenos, a presença de compostos tóxicos, a alteração das vazões de água doce, a perda de habitat e a introdução de espécies invasoras. Nas três últimas décadas, estes corpos hídricos sofreram com a redução das populações de peixes e de outras formas de vida selvagem, com a introdução de números cada vez maiores de espécies exóticas, com a deterioração da qualidade da água e com a queda generalizada da saúde dos ecossistemas locais.

O Capítulo 5 examinou a importância de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo para o crescimento vegetal e animal e para a manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos. Contudo, quando presentes em excesso, estes nutrientes contribuem com o surgimento de doenças em peixes, com as marés vermelha e marrom, com as florações de algas e com a redução nos níveis de oxigênio dissolvido. A proliferação das algas impede a penetração da luz solar na água, privando a vegetação de fundo deste ingrediente essencial à sobrevivência. O resultado é que os animais que utilizam a vegetação marinha como alimento ou abrigo são obrigados a abandonar estas áreas, ou morrem. A redução nos níveis de oxigênio dissolvido causa a morte de peixes e crustáceos. Além disso, o crescimento exagerado das comunidades de algumas algas, chamado de maré vermelha ou marrom, foi associado à mortandade de peixes e de mamíferos marinhos. O fenômeno também tem efeito negativo na sobrevivência das vieiras. A proliferação de algas é responsável pelos odores desagradáveis e pela queda do valor estético de corpos hídricos. As fontes de nutrientes que causam estes problemas são muitas, e podem ser pontuais ou não. Exemplos incluem os despejos de estações de tratamento de esgoto, os escoamentos superficiais de gramados e terras agrícolas, os sistemas de fossas sépticas com defeitos e vazamentos, a presença de sedimentos em escoamentos, os dejetos animais, a deposição atmosférica gerada por termoeletrônicas e veículos automotores, e as descargas de águas subterrâneas.

Os patógenos representam uma séria ameaça para os praticantes de esportes aquáticos como o surfe e a natação, além dos apreciadores de frutos do mar. Os peixes e as espécies que retiram alimento da água por filtração, como os moluscos e caranguejos, por exemplo, concentram estes organismos patogênicos em seus tecidos, causando doenças em quem os consomem. Em muitos casos a contaminação patogênica obriga o fechamento de áreas reservadas à pesca e à recreação.

Entre as fontes de patógenos estão os escoamentos urbanos e agrícolas, os resíduos lançados por embarcações e pelas infraestruturas portuárias, os vazamentos em sistemas de esgoto, os despejos de estações de tratamento, o transbordamento de sistemas de esgotos combinados, as conexões ilegais nestes sistemas, e os dejetos de animais domésticos e selvagens.

Os compostos tóxicos como os metais, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), as bifenilas policloradas (PCBs), os metais pesados e os pesticidas entram nos corpos hídricos por diversos caminhos, como os bueiros, os despejos industriais e os escoamentos superficiais de gramados, ruas e terras agrícolas, além das estações de tratamento de esgoto e da deposição atmosférica. Muitos contaminantes tóxicos também são encontrados em sedimentos, de onde entram em suspensão no ambiente após a dragagem de canais e atividades relacionadas à navegação. Os organismos bentônicos são expostos a estas substâncias, e representam um risco à saúde humana, se forem consumidos. O fechamento de empresas do setor pesqueiro e de sítios de criação de crustáceos e a necessidade de emitirem-se alertas contra o consumo destes animais são consequências importantes da presença destes poluentes em ambientes aquáticos.

Um dos efeitos do transporte internacional é a introdução de espécies exóticas (não nativas) em ecossistemas. Estas espécies viajam na água do lastro e no casco de embarcações, onde escapam ao controle e à inspeção do transporte de espécies não nativas entre países e continentes. Algumas espécies introduzidas são responsáveis por alterações irreversíveis na rede alimentar, reduzindo populações nativas ou até dizimando os representantes da flora e da fauna locais. A superpopulação de herbívoros acarreta o sobrepastoreio, a degradação e a subsequente perda de áreas úmidas. A introdução de espécies exóticas também acarreta a modificação dos ciclos de nutrientes e da fertilidade do solo, o aumento da erosão, e interfere nas atividades relativas à navegação, à irrigação agrícola, à pesca comercial e esportiva, à navegação recreativa e ao uso das praias.

Nos Estados Unidos, o esforço de proteger os ecossistemas deu início a algumas ações, como a criação do Acordo da Baía de Chesapeake e do Programa Nacional para a Proteção dos Estuários. A Baía de Chesapeake, protegida por um programa federal exclusivo, foi o primeiro estuário nos Estados Unidos a ser contemplado com medidas de proteção e recuperação. Em 1983, os governadores dos estados de Maryland, Virgínia e Pensilvânia, o prefeito do Distrito de Columbia e a administração da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos assinaram o Acordo da Baía de Chesapeake. O plano determinava as medidas de proteção e de melhoria da qualidade da água na baía. Em 1987, as emendas à Lei da Água Limpa serviram de base para a criação do Programa Nacional para a Proteção dos Estuários, cujo objetivo é identificar, recuperar e proteger os principais estuários dos Estados Unidos com foco não apenas na qualidade da água, como também na manutenção da integridade do ecossistema aquático como um todo e na valorização dos ativos econômicos, recreativos e estéticos destes ambientes.

9-6 A QUALIDADE DA ÁGUA DOS OCEANOS

Os oceanos cobrem cerca de 71% da superfície da Terra. Eles desempenham um papel essencial no ciclo global do dióxido de carbono e ajudam a regular os ciclos biogeoquímicos do nitrogênio e do fósforo. Os oceanos representam um recurso essencial de alimentos, de compostos bioquímicos e minerais, além de serem muito úteis como local de recreação.

Os recifes de corais são ecossistemas frágeis, vibrantes e únicos. Além do suporte a uma grande variedade de organismos, como algas, plantas e animais, estas estruturas têm relevância central na indústria do turismo, onde, indiretamente, ajudam a manter milhares de postos de trabalho e arrecadam bilhões de dólares em receitas anuais. São fontes valiosas de novos medicamentos e compostos bioquímicos. Outro aspecto essencial dos recifes de corais é a capacidade de prevenir a erosão das praias e de fornecer proteção contra as tempestades oceânicas.

Apesar desta importância e do valor incalculável dos recifes de corais espalhados pelo planeta, estas estruturas correm grande perigo devido à poluição marinha, à elevação da temperatura das águas oceânicas, à deposição de sedimentos e às atividades pesqueiras insustentáveis. Os fertilizantes matam as algas que vivem no interior dos corais. Os níveis elevados de nutrientes trazidos por emissários de esgotos, os despejos agrícolas e o descarte de lixo nos oceanos promovem as florações de algas. Estas consomem o oxigênio dissolvido, sufocando os corais e atraindo os predadores destes, como os ouriços e as estrelas-do-mar. O aquecimento dos oceanos é tido como fator responsável pelo branqueamento dos corais, fenômeno no qual todo um recife perde a sua

cor, por conta da morte das algas que vivem no interior dos corais e lhes conferem sua coloração brilhante típica. A poluição causada pelo petróleo destrói os corais, recobrando-os e impedindo a absorção do oxigênio. Os compostos químicos que compõem o petróleo são verdadeiros venenos para os recifes.

As florestas de algas laminárias, também chamadas de florestas de *kelp*, são ecossistemas oceânicos especializados encontrados em áreas costeiras a profundidades de 6 a 30 m. As algas laminárias são um tipo de alga marrom. As florestas oceânicas que formam servem de hábitat para inúmeras variedades de peixes e outros seres marinhos, como os ouriços, os pepinos e as estrelas-do-mar. As esponjas e os briozoários habitam o fundo destas florestas, assim como muitas variedades de peixes e enguias. Por conta de sua fragilidade, estes sistemas são facilmente afetados pelas atividades humanas, como o despejo de esgotos municipais e de dejetos animais gerados na produção pecuária. Estas intervenções aumentam as populações de ouriços-do-mar, os quais desprendem estas algas do leito oceânico, causando a destruição generalizada destas florestas.

Já examinamos os efeitos devastadores da poluição nos ecossistemas oceânicos. Nos parágrafos abaixo discutiremos as fontes desta poluição e as possíveis estratégias de proteção dos oceanos.

Embora os grandes derramamentos de petroleiros ocupem as manchetes dos jornais, a Figura 9-25 deixa claro que o problema da poluição causada pelo petróleo vai muito além desses vazamentos. Muitas vezes o óleo lubrificante derramado nas estradas e outras superfícies segue o seu trajeto para algum curso de água e, com o tempo, entra nos oceanos. A limpeza dos porões e outras operações de manutenção de embarcações liberam milhões de galões de petróleo em águas navegáveis. Embora as quantidades despejadas sejam pequenas, da ordem de alguns galões apenas, estes eventos são muito comuns. Quando somados, os volumes totais derramados são muito elevados. Os hidrocarbonetos liberados por automóveis, termoelétricas e as atividades industriais entram nos ambientes oceânicos com a chuva ou pela deposição seca diretamente nos mares ou nos cursos de água que deságuam nestes. A infiltração a partir do leito oceânico e a erosão de rochas sedimentares também contribuem com a carga de petróleo nos ecossistemas marinhos. Apenas cerca de 5% da poluição causada pelo petróleo têm origem em acidentes com petroleiros. Porém, um derramamento de petróleo tem o potencial de afetar a vida nos ambientes oceânicos e costeiros ao longo de extensões consideráveis. Por fim, os derramamentos e os despejos realizados durante as operações de produção de petróleo *offshore* contribuem com a contaminação dos ecossistemas marinhos.

Até bem pouco tempo, o despejo de compostos químicos, de esgoto e de resíduos sólidos no oceano era prática comum. Nos Estados Unidos, a Lei de Pesquisa e Proteção a Ambientes e Santuários Oceânicos, seção I (*Marine Protection, Research and Sanctuaries Act*, MPRSA) limitava esta modalidade de descarte. Até 1988, quando a Lei da Proibição do Descarte nos Oceanos (P.L. 100-688) foi aprovada como emenda à MPRSA, o lançamento de lodo de esgoto e de resíduos industriais era permitido em alto mar. Embora esta forma de descarte seja proibida pela legislação internacional, os Estados Unidos continuam permitindo o descarte de sedimentos e de outros materiais dragados do fundo de portos, marinas, estuários e baías. Muitos destes materiais contêm compostos tóxicos. O descarte de resíduos de mineração, chamado de “descarte submarino de rejeitos” é amplamente praticado pelos países do Sudeste Asiático e do Pacífico.

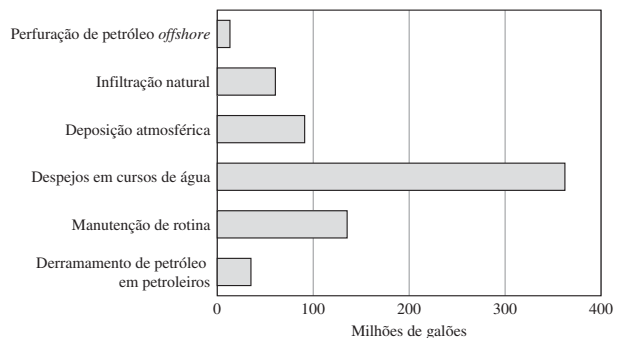


FIGURA 9-25 Fontes de poluição por óleo em ambientes marinhos.

Um dos resultados do descarte oceânico e do transporte de compostos químicos por cursos de água e pelo ar é a presença de compostos tóxicos em todos os oceanos da Terra. Embora os ambientes costeiros sejam os mais afetados por este fenômeno, os compostos encontrados nos oceanos têm efeitos muito negativos nos ecossistemas marinhos. Já discutimos algumas das consequências da presença destes compostos nos recifes de coral. Contudo, os peixes que habitam o fundo do mar expostos aos compostos liberados em vazamentos também são suscetíveis. Estes animais podem desenvolver doenças hepáticas e problemas de desenvolvimento e de reprodução. Estudos recentes realizados pela agência de vigilância sanitária dos Estados Unidos, a *Food and Drug Administration* (FDA), alertam as mulheres grávidas ou que desejam engravidar para a necessidade de evitar o consumo de carne de tubarão, de peixe-espada, de cavala e de lofolátilo. Além destes, peixes como o atum também acumulam mercúrio. Ingerido durante a gravidez, o mercúrio causa danos ao sistema nervoso central do feto, afetando o desenvolvimento da capacidade cognitiva (Neegaard, 2001). As toxinas liberadas durante as florações de algas (resultantes do aporte excessivo de nutrientes no ecossistema) causam a morte de leões marinhos e são consideradas prejudiciais para as baleias jubarte e azul. Uma destas toxinas, o ácido domóico, foi detectado em organismos que integram a dieta destas baleias, como as anchovas, as sardinhas e o krill (Associated Press, 2001).

O descarte inadequado de resíduos sólidos tem efeitos devastadores para a vida selvagem dos oceanos. Os animais que se prendem em redes de pesca perdidas ou descartadas morrem por afogamento ou estrangulamento. Há relatos de animais marinhos que passam por grande sofrimento, ou mesmo morrem, depois de engolirem detritos plásticos ou de outros materiais. O Atol de Ducie, no Arquipélago de Pitcairn, no Pacífico Sul, é uma das ilhas mais remotas do mundo. A ilha habitada e o continente mais próximos ficam a mais de 300 e 3000 milhas de distância, respectivamente. Apesar de ser um importante sítio de reprodução para aves marinhas, o atol tem tanto lixo espalhado em seu território como qualquer praia europeia. Um cientista viajou ao atol em 1991 e encontrou mais de 950 detritos em uma extensão de 2,4 km de praia (Benton, 1991). A Tabela 9-4 apresenta uma lista dos tipos de lixo encontrados no Atol de Ducie.

A Lei da Água Limpa de 1972 é o principal instrumento de proteção das praias e águas navegáveis nos Estados Unidos. Ela é a base de outras leis que deliberam sobre as exigências específicas relativas à prevenção da poluição e às medidas de resposta cabíveis. O parágrafo 311 da lei trata da poluição causada por vazamentos de petróleo e pela liberação de substâncias perigosas e confere à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e à Guarda Costeira do país a autoridade de definir programas de prevenção, preparação e resposta a derramamentos em águas navegáveis no território norte-americano. A agência implementa as deliberações constantes na Lei da Água Limpa mediante uma variedade de regulamentações, como o Plano Nacional de Contingência e o Plano de Prevenção à Poluição Causada pelo Petróleo.

Em 1969, um derramamento de petróleo na costa de Santa Bárbara, na Califórnia, teve consequências devastadoras, com praias cobertas de petróleo e a morte de inúmeros animais marinhos. Em 1972, como forma de proteger os oceanos e as praias dos Estados Unidos, o Congresso daquele país aprovou a Lei de Gestão de Áreas Costeiras e a Lei de Pesquisa e Proteção a Ambientes e Santuários Oceânicos (também chamada de Lei do Descarte no Oceano), as quais serviram de base para a criação de três programas de proteção e manutenção dos ambientes marinhos e costeiros do país (o Programa de Gestão de Áreas Costeiras, o Sistema de Pesquisa em

TABELA 9-4 Lista de detritos encontrados no Atol de Ducie

Item	Quantidade	Item	Quantidade
Boias, intactas ou em fragmentos	179	Pedaços de canos plásticos	29
Engradados (para garrafas e pães)	14	Pedaços de corda	44
Garrafas e frascos plásticos (bebidas, artigos de higiene pessoal)	71	Lâmpadas fluorescentes	12
Garrafas de vidro (de 15 países)	171	Latas de aerossol	7
Recipientes com tampa	18	Latas de comida e bebida	7
Pedaços de plástico	268	Outros	34
Tampas de garrafa	74		

Reservas Estuarinas e o Programa de Santuários Marinhos). A Lei de Gestão de Áreas Costeiras criou um sistema nacional de proteção e gestão de recursos costeiros e oceânicos com três objetivos básicos: (1) preservar áreas específicas, (2) equilibrar atividades econômicas, ambientais e culturais e (3) promover a tomada de decisão gerencial sobre recursos embasada no conhecimento científico. A Lei de Pesquisa e Proteção a Ambientes e Santuários Oceânicos regula o descarte de todos os materiais lançados em águas oceânicas no território norte-americano.

O Sistema de Pesquisa em Reservas Estuarinas e o Programa de Santuários Marinhos complementam-se um ao outro. O primeiro tem como foco os ambientes estuarinos, o segundo se concentra nos ecossistemas de mar aberto. Ambos são extensões da Lei de Gestão de Áreas Costeiras. Os objetivos destes programas são o estudo dos ecossistemas marinhos, o desenvolvimento de métodos de proteção e restauração de espécies e de habitats, e o controle da poluição. Mediante o Programa de Santuários Marinhos, mais de 46.500 km² de águas costeiras e oceânicas, desde o Atlântico Norte até o Pacífico Sul, encontram-se protegidas. No ano 2000, o Congresso dos Estados Unidos aprovou a Lei dos Estuários e da Água Limpa, a qual delibera sobre o desenvolvimento de programas de recuperação de habitats estuarinos com base em princípios científicos e técnicos. No mesmo ano, o ex-Presidente Clinton assinou um decreto presidencial que direcionou as ações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para a proteção mais efetiva de praias, costas e águas oceânicas contra a poluição, com o desenvolvimento de regulamentações previstas na Lei da Água Limpa que fortaleceram a proteção da qualidade de águas costeiras e oceânicas. Ao desenvolver estas regulamentações, a agência pôde definir padrões mais altos de proteção, especialmente em áreas valiosas e vulneráveis.

Em 14/1/2002, o governo do então Presidente George W. Bush revogou os padrões ambientais mais rígidos de proteção de áreas úmidas e cursos de água. O novo sistema provavelmente acarretará a perda de terras úmidas e promoverá a destruição da qualidade dos corpos hídricos. Em 19/9/2002, a Comissão do Comércio, da Ciência e dos Transportes do Senado dos Estados Unidos apresentou ao congresso daquele país o Projeto de Lei de Proteção de Áreas Costeiras e Estuarinas. Esta lei foi concebida como emenda constitucional à Lei de Gestão de Áreas Costeiras, com o objetivo de permitir que as unidades integrantes do Sistema de Pesquisa em Reservas Estuarinas adquirissem áreas costeiras sensíveis ou ameaçadas com o amparo de um programa de financiamento federal. A emenda ajudaria a proteger estas áreas contra a expansão das atividades humanas. Todavia, ela ainda não foi promulgada. De qualquer modo, o entendimento geral é o de que regulações mais rígidas possam proteger os ambientes marinhos contra a devastação resultante do descarte irrestrito de resíduos.

9-7 A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A migração de contaminantes nas águas subterrâneas

A contaminação de aquíferos (ver o Capítulo 7 para uma descrição detalhada do movimento das águas subterrâneas e dos aquíferos) com compostos químicos e microrganismos muitas vezes eleva a deterioração da qualidade das águas subterrâneas de forma significativa. As origens desta contaminação são muitas, entre as quais estão:

- Os despejos de sistemas de esgoto mal projetados ou operados de forma inadequada
- Os vazamentos de tanques de armazenagem subterrâneos
- O descarte inadequado de resíduos perigosos ou outros compostos químicos
- Os vazamentos em tubulações ou os acidentes de trânsito envolvendo o transporte de substâncias químicas
- A recarga de aquíferos com águas superficiais contaminadas
- Os chorumes que escorrem de depósitos de lixo e aterros sanitários
- Os vazamentos de lagoas de retenção

Os contaminantes com potencial de poluir aquíferos pertencem a categorias muito variadas. Alguns dos contaminante mais comuns são:

- O benzeno, o tolueno, o xileno e o etilbenzeno constituintes da gasolina (os quais são conhecidos pela sigla BTEX)

- O tetracloroetileno, o tricloroetileno e o tricloroetano utilizados como solventes na lavagem a seco e como agentes desengraxantes
- Os radionuclídeos utilizados na fabricação de armamentos, em laboratórios de pesquisa e em hospitais
- Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes no óleo diesel, no petróleo bruto e seus derivados
- Os sais gerados em processos químicos diversos
- Os fertilizantes e pesticidas usados na agricultura (e as operações de produção destes)
- Os nitratos provenientes da agricultura
- Os patógenos presentes nos sistemas de fossas sépticas

A migração de contaminantes nos solos e aquíferos tem forte dependência das propriedades do composto e do material geológico envolvidos no processo. Quanto mais solúvel for o composto, maior a probabilidade de ele migrar verticalmente nas camadas geológicas, até atingir o aquífero. A solubilidade do contaminante também determina a rapidez com que é ele transportado pelas águas subterrâneas, como mostra a Figura 9-26. Por exemplo, compostos como os nitratos, a metil-terc-butil cetona (empregada como aditivo da gasolina) e o metamidofós (um pesticida), os quais são solúveis em água, têm chances reduzidas de serem sorvidos no solo ou nas formações geológicas dos aquíferos. Estas substâncias tendem a atravessar as camadas do solo, até atingirem o aquífero.

Muitos compostos químicos são pouco solúveis em água. Durante a migração em águas subterrâneas, estas substâncias formam uma fase não aquosa. Por esta razão, tais compostos chamados de contaminantes de fase líquida não aquosa (*non aqueous phase liquids*, NAPLs). Os NAPLs são subdivididos em duas categorias com base na densidade em relação à água. Os NAPLs leves (*light non aqueous phase liquids*, LNAPLs) são menos densos do que a água e tendem se manter sobre o lençol freático (Figura 9-27). De modo geral, parte do composto dissolve na água subterrânea. Contudo, se ele for volátil, uma parcela evapora nos poros da zona saturada e entra em fase gasosa. Exemplos de LNAPLs são a gasolina e o combustível para a aviação (é importante lembrar que estes combustíveis contêm benzeno, tolueno e xileno, os quais são agrupados na sigla BTX). Já os NAPLs densos (*dense non aqueous phase liquids*, DNAPLs) são mais densos do que a água e por esta razão submergem no aquífero, até alcançarem a barreira de rocha impermeável limitante. Os DNAPLs formam poças no leito rochoso, liberando seus constituintes químicos nas águas subterrâneas. Exemplos de DNAPLs incluem

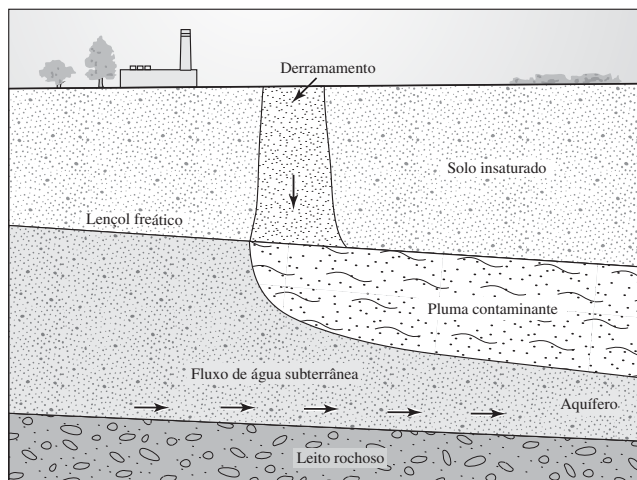


FIGURA 9-26 A pluma contaminante dissolvida.

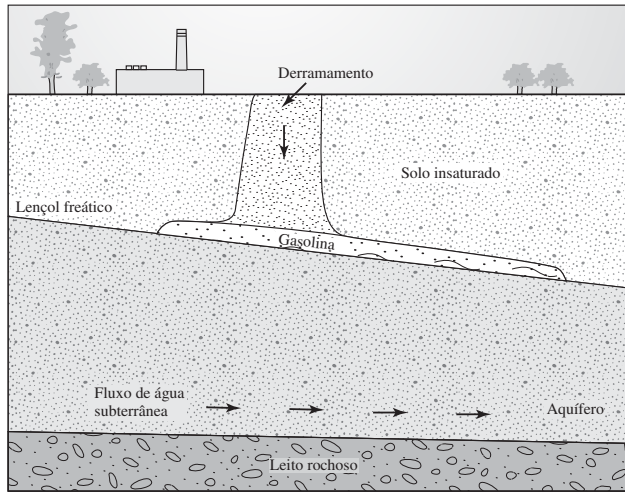


FIGURA 9-27 Pluma imiscível de compostos químicos insolúveis menos densos (LNAPLs) do que a água.

o tricloroetileno, o tetracloroetileno e os óleos contendo PCBs. A migração dos DNAPLs é mostrada na Figura 9-28.

Substâncias como o criseno (constituente do óleo diesel) e as PCBs são muito insolúveis em água e não tendem a se deslocar por grandes distâncias no solo. Logo, as chances de contaminarem aquíferos são reduzidas. A migração de um contaminante no solo é calculada com a equação de Darcy.

Ainda que alguns contaminantes possam se deslocar mais rápido do que a própria água, a maioria destes compostos se move a velocidades iguais ou menores. As velocidades relativas da água e de um contaminante são função das características destas substâncias. Por exemplo, o material geológico **retarda** o movimento de compostos orgânicos comparativamente mais

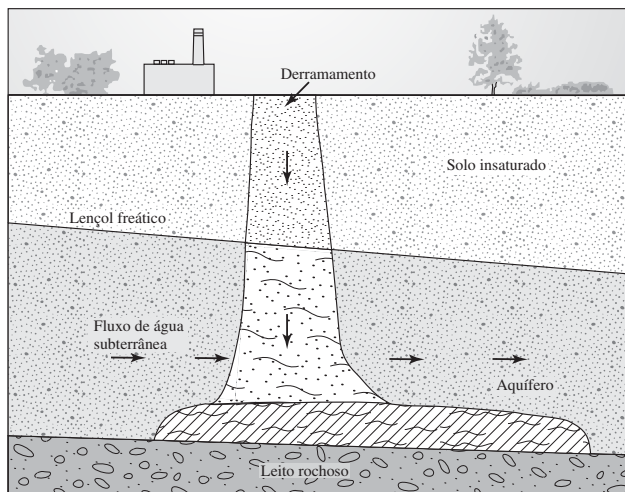


FIGURA 9-28 Pluma imiscível de compostos químicos insolúveis mais densos (DNAPLs) do que a água.

TABELA 9-5 Valores do coeficiente de retardamento de alguns contaminantes de águas subterrâneas^{a,b}

Composto	Tipo de solo I	Tipo de solo II	Tipo de solo III
	$\rho_b = 1,4$ $n = 40\%$ $f_{co} = 0,002$	$\rho_b = 1,6$ $n = 30\%$ $f_{co} = 0,005$	$\rho_b = 1,75$ $n = 55\%$ $f_{co} = 0,05$
Benzeno	1,2	1,7	5,3
Tolueno	1,7	3,6	17,0
Anilina	1,1	1,2	2,2
Di- <i>n</i> -propil ftalato	5,6	19,0	110,0
Fluoreno	23,0	86,0	500,0
<i>n</i> -Pentano	7,0	24,0	140,0

^a As fórmulas utilizadas no cálculo de K_{oc} foram desenvolvidas por Schwarzenbach, Gschwend e Imboden, 1993.

^b Os dados utilizados nos cálculos são de Schwarzenbach et al., 1993.

Observação: ρ_b = densidade total $g \cdot cm^{-3}$; n = porosidade (%); f_{co} = fração do solo composta de carbono orgânico.

solúveis, mas em grau menor do que o visto com compostos orgânicos insolúveis. O pH da água também afeta o retardamento. Por exemplo, em pH baixo (e na ausência de oxigênio), o ferro ocorre sobretudo como Fe(II). Esta forma do elemento é altamente solúvel, e se desloca com eficiência na água. Contudo, nos casos em que o pH da água é alto (maior do que 6) e o oxigênio está presente, o ferro se encontra na forma Fe(III), que é pouco solúvel. Ele precipita e, portanto, não se move na água subterrânea. A dimensão do atraso sofrido por compostos químicos na água é medida pelo **coeficiente de retardamento (R)**, definido pela expressão:

$$R = \frac{v'_{\text{água}}}{v'_{\text{contaminante}}} \tag{9-42}$$

onde $v'_{\text{água}}$ = velocidade linear da água subterrânea
 $v'_{\text{contaminante}}$ = velocidade linear do contaminante

O coeficiente de retardamento é função do caráter hidrofóbico do contaminante e das propriedades do solo. Para compostos orgânicos hidrofóbicos neutros:

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{\eta} \right) K_{oc} f_{co} \tag{9-43}$$

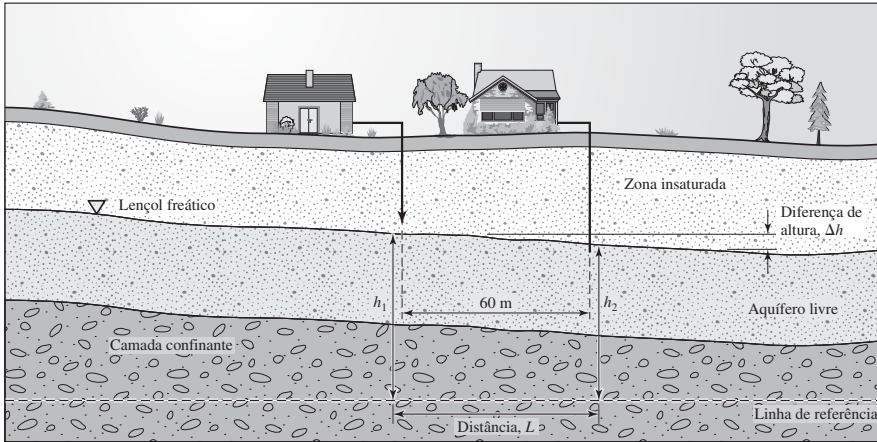
onde ρ_b = densidade total do solo
 η = porosidade do solo (como fração)
 K_{oc} = coeficiente de partição da fração de carbono orgânico no solo
 F_{co} = fração de carbono orgânico no solo

A Tabela 9-5 lista os coeficientes de retardamento de alguns contaminantes típicos.

EXEMPLO 9-18

Duas casas foram construídas em locais próximos. A casa A tem um sistema séptico localizado a 60 m do poço de água potável da casa B, em um gradiente descendente. O proprietário da casa A descartou um pesticida em um dos ralos da habitação, contaminando o sistema séptico. A velocidade linear da água no aquífero livre utilizada para a captação é $4,7 \times 10^{-6} m \cdot s^{-1}$.

Suponha que o pesticida não se degrade no solo e que seu coeficiente de retardamento seja 2,4. Calcule o número de dias necessários para que o pesticida alcance o poço da casa B.



Solução Sabendo que o coeficiente de retardamento é dado pela expressão abaixo, temos:

$$R = \frac{v'_{\text{água}}}{v'_{\text{contaminante}}}$$

$$v'_{\text{contaminante}} = \frac{v'_{\text{água}}}{R} = \frac{4,7 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}{2,4} = 1,96 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Uma vez que a distância entre o ponto de descarga do sistema séptico e o poço é 60 m, o tempo de trajeto do contaminante é:

$$\frac{\text{Distância}}{v'} = \left(\frac{60 \text{ m}}{1,96 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \right) \left(\frac{\text{dias}}{86.400 \text{ s}} \right) = 354 \text{ dias}$$

Logo, são necessários 354 dias para que o pesticida alcance o polo. É interessante observar que a concentração do contaminante não é citada. Esta concentração depende da massa de contaminante liberada e da quantidade de água que escoar no sistema, a qual é capaz de diluir o composto.

Observe que esta é uma solução simplificada de um problema complexo, que envolve o uso de modelos abrangentes de avaliação do comportamento de águas subterrâneas.

Assim como os outros ambientes aquáticos nos Estados Unidos, o país conta com diversas leis para a proteção de águas subterrâneas. Por exemplo, a Lei da Segurança da Água Potável protege aquíferos de fonte única, isto é, aqueles que são a única fonte de água potável para uma determinada região. A Lei de Recuperação e Conservação de Recursos resguarda as águas subterrâneas com base na regulamentação do descarte de compostos químicos perigosos. A Lei de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental protege os recursos de águas subterrâneas em relação aos recursos utilizados na limpeza de sítios abandonados de descarte de resíduos perigosos. Sem dúvida, as águas subterrâneas são um recurso natural valioso demais para ser prejudicado por atividades humanas. São necessários recursos financeiros e técnicos de governos e do setor industrial para proteger as águas subterrâneas para gerações futuras.

9-8 A PROTEÇÃO DAS FONTES DE ÁGUA

Nos Estados Unidos, a reedição da Lei da Segurança da Água Potável, em 1996, exigiu que os estados desenvolvam um Programa de Proteção e Avaliação de Recursos Hídricos para a análise da susceptibilidade de sistemas de abastecimento público a poluentes. Estes programas são criados para determinar a vulnerabilidade dos sistemas de abastecimento de água a estes

contaminantes e preservar a saúde humana. A análise das águas utilizadas no abastecimento público gera informações importantes sobre os riscos em potencial associados aos estoques hídricos potáveis. Tais análises incluem a delimitação de áreas protegidas, a definição das localizações de poços e de pontos de entrada, a elaboração de listas de pontos de contaminação e a geração de dados hidrológicos. As áreas de proteção da fonte de captação normalmente são aquelas sob o maior risco de serem afetadas pela liberação de poluentes, como a bacia hidrográfica ou a região em que estão localizados os estoques de águas subterrâneas, por exemplo. Os sistemas de abastecimento que captam águas subterrâneas definem as bacias hidrográficas a montante dos pontos de captação como áreas prioritárias de proteção. Nos casos em que as águas subterrâneas contribuem com as vazões captadas por sistemas de abastecimento, a proteção a estes recursos precisa ser incluída nos programas de proteção.

Nos locais em que as águas subterrâneas são a única fonte de água, o Programa de Proteção de Mananciais serve de base para os Programas de Proteção e Avaliação de Recursos Hídricos. O programa foi desenvolvido para que as comunidades locais possam:

- Formar equipes locais de assistência e proteção aos poços públicos locais.
- Determinar a área de terra com potencial para atender à demanda do abastecimento.
- Identificar as fontes de contaminação possíveis e existentes.
- Administrar as fontes de contaminação e minimizar a ameaça que representam para os estoques hídricos utilizados no abastecimento.
- Desenvolver um plano de contingência para o fechamento emergencial de poços.
- Planejar a demanda futura de abastecimento de água.

Em alguns casos, é importante determinar se um estoque de águas subterrâneas está sob a influência de águas superficiais. As análises realizadas para determinar esta influência normalmente são baseadas em medições da qualidade da água no local e em informações sobre a construção de poços e sobre a geologia da região. Nos casos em que se confirma a influência das águas superficiais nos estoques subterrâneos, os dois recursos precisam ser protegidos.

A primeira etapa na avaliação de uma fonte de água é a delimitação da área que afeta o recurso. A segunda consiste em realizar um inventário das fontes de contaminantes para identificar os compostos mais preocupantes. Estes incluem todas as substâncias para as quais um nível máximo de contaminante (NMC) foi determinado na Lei da Segurança da Água Potável dos Estados Unidos, além dos compostos listados nas Regras de Tratamento de Águas Superficiais, e o parasita *Cryptosporidium*. Os estados norte-americanos têm autonomia para incluir contaminantes considerados perigosos para a saúde. Esta lista precisa incluir as descrições e os locais de fontes existentes e potenciais de contaminação.

A terceira etapa da avaliação é a determinação da susceptibilidade de uma fonte de água, com base na lista de fontes, na hidrologia e na hidrogeologia da bacia hidrográfica, nas características dos contaminantes e respectivas fontes, e em fatores específicos ao caso, como a integridade do poço e dos pontos de captação. O processo de avaliação é útil no desenvolvimento de planos de gestão da proteção da área de captação.

A última etapa no desenvolvimento de um sistema de avaliação e proteção é a divulgação do plano ao público por meio de um relatório. Este deve ser redigido em linguagem simples, e incluir mapas das áreas de proteção e as principais fontes de contaminantes presentes na lista preparada na etapa anterior. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) desenvolve bases de dados sobre os esforços de prevenção na esfera local, as quais incluem as condições de vulnerabilidade de mais de 2 mil bacias hidrográficas citadas em websites mantidos pela agência, como o *Surf Your Watershed* e o *Index of Watershed Indicators*.

A proteção das fontes de água tem inúmeras vantagens. Quanto menos poluída for a fonte, menos intenso é o tratamento necessário para produzir água potável, isto é, menores são os custos com os processos de purificação. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estima que o custo do tratamento de águas subterrâneas contaminadas corresponde a, em média, 30 a 40 vezes mais caro do que prevenir a contaminação. Em alguns casos, o custo do tratamento é 200 vezes maior do que o da prevenção. Além disso, a proteção diminui os riscos de doenças e de morte e elimina as despesas com saúde em razão do tratamento da exposição a

águas contaminadas. Outras vantagens econômicas da proteção aos recursos hídricos incluem a valorização das propriedades, o incremento do turismo e a geração de receitas com atividades aquáticas recreativas. Por fim, os programas de proteção e avaliação dos recursos hídricos protegem os corpos hídricos para as gerações futuras, consolidam a confiança do consumidor nos sistemas de abastecimento e garantem a saúde dos ecossistemas. As vantagens destes programas superam, de longe, os recursos de tempo e investimento dedicados ao desenvolvimento e à implementação destes projetos.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações.

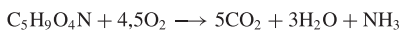
1. Liste as quatro principais categorias de poluentes conhecidos gerados por cada uma das quatro fontes de águas residuárias.
2. Cite dois nutrientes problemáticos no contexto do corpo hídrico receptor.
3. Defina demanda bioquímica de oxigênio (DBO).
4. Descreva o procedimento de determinação da DBO e especifique os valores nominais de temperatura e de tempo utilizados.
5. Cite três razões pelas quais a constante da velocidade da DBO pode variar.
6. Elabore um diagrama mostrando o efeito da variação da constante de velocidade na DBO_5 , se a DBO final for constante. Explique o efeito da DBO final quando a DBO_5 se mantém invariável.
7. Utilize a Equação 9-11 para explicar o que causa a DBO nitrogenada.
8. Elabore uma série de gráficos para ilustrar a desoxigenação, a reaeração e a depleção do OD em um rio. Descreva o efeito de uma variação da desoxigenação ou da reaeração na localização do ponto crítico e na magnitude do déficit de OD.
9. Cite três razões pelas quais o nitrogênio amoniacal é prejudicial a um corpo receptor e aos organismos que vivem nele.
10. Cite três fontes de fósforo que precisam ser controladas para reduzir a eutrofização dos lagos.
11. Defina chuva ácida.
12. Explique por que a chuva ácida é um problema.
13. Explique o papel dos solos calcários na proteção dos lagos contra a acidificação.
14. Além do pH da água da chuva, cite seis variáveis que determinam a extensão da acidificação dos lagos e explique como o aumento ou a redução do valor de cada um pode alterar a intensidade do fenômeno.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule a DBO_5 para um determinado tamanho da amostra e consumo de oxigênio, ou calcule o tamanho da amostra conhecendo-se o consumo de oxigênio disponível e uma estimativa da DBO_5 .
2. Calcule a DBO final (L_o), conhecendo-se a DBO exercida (DBO_t) no tempo t e a constante de velocidade, ou calcule a constante de velocidade (k), conhecendo-se L_o e a DBO_t .
3. Calcule um novo valor de k para uma temperatura diferente de 20°C para um determinado valor em graus centígrados.
4. Calcule a constante de velocidade da DBO (k) e a DBO final (L_o) com base em dados experimentais da DBO vs. tempo.
5. Calcule o déficit de oxigênio (D) em determinado trecho de um rio fornecendo os dados necessários.
6. Calcule o déficit crítico de oxigênio (D_c), no ponto crítico.
7. Calcule a velocidade de transporte de um poluente utilizando coeficientes de retardamento.

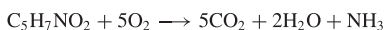
EXERCÍCIOS

- 9-1** O ácido glutâmico ($C_5H_9O_4N$) é utilizado como um dos reagentes na análise padrão da DBO. Determine a demanda teórica do oxigênio de $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de ácido glutâmico. Suponha que as reações abaixo sejam válidas.

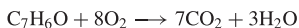


Resposta: $212 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-2** As células bacterianas são representadas pela fórmula química $C_5H_7NO_2$. Calcule a demanda teórica de oxigênio (em gramas $O_2 \cdot \text{mol}^{-1}$ de células). Suponha que as reações abaixo sejam válidas.



- 9-3** A empresa para a qual você trabalha planeja despejar um resíduo contendo $7,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de benzaldeído em um rio. Calcule a demanda teórica de oxigênio carbonáceo (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) do despejo, sabendo que a substância se decompõe segundo a reação:



Resposta: $16,906 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-4** A empresa para a qual você trabalha planeja despejar um resíduo contendo $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de fenol em um rio. Calcule a demanda teórica de oxigênio carbonáceo (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) do despejo, sabendo que a substância se decompõe segundo a reação:



- 9-5** Se a DBO_5 de um resíduo é $220,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a DBO final é $320,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é a constante de velocidade?

Resposta: $k = 0,233 \text{ dia}^{-1}$

- 9-6** Se a DBO de uma água residuária municipal ao final de 7 dias é $60,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a DBO final é $85,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é a constante de velocidade?

- 9-7** A constante de velocidade da DBO é $0,233 \text{ dia}^{-1}$ para uma água residuária municipal. A DBO_5 medida é $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é a DBO final?

Resposta: $363 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-8** A constante de velocidade da DBO é $0,433 \text{ dia}^{-1}$ para uma água residuária municipal. A DBO_5 medida é $272 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é a DBO final?

- 9-9** Suponha que os dados do Exercício 9-5 foram obtidos a 20°C . Calcule a constante de velocidade a 15°C .

Resposta: $k = 0,124 \text{ dia}^{-1}$

- 9-10** Suponha que os dados do Exercício 9-6 foram obtidos a 25°C . Calcule a constante de velocidade a 16°C .

- 9-11** Uma amostra de um esgoto municipal foi diluída a 1% em volume antes da análise da DBO_5 . O consumo do oxigênio foi $2,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Qual é a DBO_5 do esgoto?

Resposta: $DBO_5 = 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-12** Que tamanho da amostra (em porcentagem) é necessário para uma DBO_5 de $350 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, se o oxigênio consumido deve ser limitado a $6,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$?

- 9-13** Se os valores de DBO final de dois resíduos com valores de k iguais a $0,3800 \text{ dia}^{-1}$ e $0,220 \text{ dia}^{-1}$ são $280,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é a DBO_5 de cada um?

Resposta: para $k = 0,38 \text{ dia}^{-1}$, $DBO_5 = 238 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; para $k = 0,22 \text{ dia}^{-1}$, $DBO_5 = 187 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

9-14 Se a DBO_5 de dois resíduos diferentes produzidos por rebanhos bovinos é $16.230,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e eles têm valores de k iguais a $0,3800 \text{ dia}^{-1}$ e $0,240 \text{ dia}^{-1}$, qual é a DBO final de cada um?

9-15 Utilize os dados do Exercício 9-1 para calcular a DBOC e a DBON do ácido glutâmico. Suponha que a concentração do composto seja $0,1 \text{ mM}$.

Resposta: $\text{DBOC} = 14,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{DBON} = 6,4 \text{ g mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$

9-16 Utilize os dados do Exercício 9-2 para calcular a DBON das células bacterianas.

9-17 Calcule a DBO de uma amostra (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Utilize os dados fornecidos:

Água residuária semeada:

OD inicial = $8,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

OD final (5 dias) = $2,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Volume da água residuária = $2,5 \text{ mL}$

Volume total no frasco de DBO = $300,0 \text{ mL}$

Água de diluição semeada:

OD inicial = $8,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

OD final (5 dias) = $7,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Volume da água de diluição semeada = $300,0 \text{ mL}$

Temperatura = 20°C

Resposta: $625 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

9-18 Calcule a DBO de uma amostra (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Utilize os dados fornecidos:

Água residuária semeada:

OD inicial = $8,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

OD final (5 dias) = $2,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Volume da água residuária = $5,0 \text{ mL}$

Volume total no frasco de DBO = $300,0 \text{ mL}$

Água de diluição semeada:

OD inicial = $8,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

OD final (5 dias) = $7,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Volume da água de diluição semeada = $300,0 \text{ mL}$

Temperatura = 20°C

9-19 Um curtume despeja águas residuárias a uma vazão de $0,011 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ com DBO_5 de $590 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um córrego. A média inferior da vazão semanal em um período de 10 anos do córrego é $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A montante do curtume, o córrego tem DBO_5 igual a $0,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As constantes da velocidade da DBO (k) são $0,115 \text{ dia}^{-1}$ para o efluente do curtume e $3,7 \text{ dia}^{-1}$ para o córrego. Calcule a DBO final no ponto da mistura das águas residuárias e das águas do córrego.

Resposta: $9,27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

9-20 A uma pequena distância a jusante do curtume do Exercício 9-19, uma fábrica de cola e uma estação de tratamento de águas residuárias municipais realizam os seus despejos no mesmo córrego. Os valores de DBO_5 e de vazão destes despejos são dados na tabela abaixo. Calcule a DBO final no ponto da mistura das águas do córrego e dos três despejos.

Fonte	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	DBO final ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
Fábrica de cola	0,13	255
Estação de tratamento municipal	0,02	75

9-21 Calcule a concentração de OD após a mistura (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) utilizando os dados fornecidos:

	Efluente da ETE de Ozonio	Babbling Run
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	0,36	4,8
DBO final a 20°C ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	27	1,35
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,9	8,5

(Observação: ETE, estação de tratamento de esgoto; Babbling Run: a montante do despejo.)

Resposta: $7,970 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-22 Calcule o déficit inicial, supondo que a temperatura de Babbling Run seja 18°C .
- 9-23 Calcule a constante da velocidade de desoxigenação e a constante da velocidade de reaeração (base e) para água residuária e o córrego descritos.

Fonte	k (dia^{-1})	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	H (m)	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	η
Água residuária	0,20	20			
Córrego		20	3,0	0,5	0,4

Resposta: $k_d = 0,27 \text{ dia}^{-1}$; $k_r = 0,53 \text{ dia}^{-1}$

- 9-24 As condições do córrego do Exercício 9-23 mudam durante uma inundação, como mostra a tabela abaixo. Calcule os valores de k_d e k_r neste cenário.

Fonte	k (dia^{-1})	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	H (m)	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	η
Água residuária	0,20	20			
Córrego		20	4,0	2,5	0,5

- 9-25 A DBO final no momento da mistura da água de um rio e de um despejo de águas residuárias é $12,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O nível de OD neste ponto é o de saturação. A temperatura do rio é 10°C , na qual a constante da velocidade de desoxigenação (k_d) é $0,30 \text{ dia}^{-1}$ e a constante da velocidade da reaeração (k_r) é $0,40 \text{ dia}^{-1}$. Calcule o ponto crítico (t_c) e a concentração de OD crítica.

Resposta: $t_c = 2,88 \text{ dias}$; OD crítico = $7,53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-26 Repita o Exercício 9-25, supondo que a temperatura do rio suba para 15°C , o que altera os valores de k_d e k_r .
- 9-27 Os despejos de uma unidade de produção de açúcar de beterraba fazem com que a OD no ponto crítico caia a $4,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um córrego. A DBO do córrego é insignificante e o déficit inicial após a mistura de suas com as águas residuárias da fábrica é zero. Qual é o OD se a concentração das águas residuárias (L_a) é reduzida em 50%? Suponha que a vazão não se altere e que o valor de OD na saturação é $10,83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ nos dois casos.

Resposta: OD = $7,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 9-28 A prefeitura da cidade pediu a você que calcule se o despejo das águas residuárias municipais em um rio próximo reduz o valor de OD a um valor abaixo do padrão de $5,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um ponto 5,79 km a jusante, em outra cidade, ou em qualquer outro ponto a jusante. Os dados fornecidos foram:

Parâmetro	Águas residuárias	Rio
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	0,280	0,877
DBO final a 15°C ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	6,44	7,00
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	1,00	6,00
k_d a 28°C (dia^{-1})	N/D	0,199
k_r a 28°C (dia^{-1})	N/D	0,370
Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	N/D	0,650
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	28	28

Respostas: OD na cidade a jusante = $4,75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
OD crítico = $4,72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no $t_c = 0,3149 \text{ dia}$

- 9-29** A cidade de Edinkira formalizou uma queixa contra uma cidade vizinha, Quamta, argumentando que esta restringia o seu acesso a um rio próximo, por conta do despejo de esgoto não tratado. O critério de qualidade estabelecido pelas autoridades ambientais é de $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de OD. A cidade de Edinkira está localizada 15,55 km a jusante da cidade de Quamta. Qual é o valor do OD em Edinkira? Qual é o valor do OD crítico e a que distância a jusante ele é observado? A capacidade de autodepuração do rio é prejudicada? Os dados abaixo representam os valores mínimos médios de 10 dias em um período de 7 anos em Quamta.

Parâmetro	Esgoto	Rio
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	0,1507	1,08
DBO ₅ a 16°C ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	128,00	N/D
DBO final a 16°C ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	N/D	11,40
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	1,00	7,95
k a 20°C (dia^{-1})	0,4375	N/D
Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	N/D	0,390
Profundidade (m)	N/D	2,80
Temperatura (°C)	28	28
Coefficiente de atividade no leito	N/D	0,200

- 9-30** A Lei da Água Limpa prevê que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos defina as exigências cabíveis no tratamento secundário de resíduos municipais. Um dos critérios define que o tratamento gere um efluente com DBO₅ que não exceda $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Os despejos da cidade de Quamta (Exercício 9-29) representam uma violação clara deste padrão. Utilize os dados fornecidos no Exercício 9-29, refaça os cálculos supondo que a cidade de Quamta realize o tratamento para reduzir a DBO₅ a $30,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

- 9-31** Se a população e o consumo de água na cidade de Quamta (Exercícios 9-29 e 9-30) crescem a 5% e este crescimento é acompanhado por um aumento na vazão dos esgotos municipais, qual o tempo em anos durante o qual este crescimento pode ser absorvido pelo córrego antes de o tratamento secundário for insuficiente. Suponha que a estação de tratamento continue mantendo a DBO₅ em $30,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Resposta: $n = 1,73$ ano, se considerarmos a restrição de que o nível de OD não possa ser menor do que $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

- 9-32** A reaeração de um rio é gravemente comprometida durante o inverno, quando o gelo cobre a água. Todavia, esta redução é relativamente compensada pelas temperaturas baixas, que reduzem a atividade biológica e, portanto, a velocidade de desoxigenação, aumentando o nível de OD de saturação. Assumindo as condições presentes no inverno, recalcule o resultado do Exercício 9-29 quando a velocidade de reaeração for zero e a temperatura da água for 2°C.

- 9-33** Qual é a combinação de redução da DBO e de elevação do OD em águas residuárias necessária para que a estação de tratamento da cidade do Exercício 9-28 reduza o valor de OD a menos de $5,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em qualquer ponto no rio? Suponha que o custo da redução do OD seja entre três e cinco vezes maior do que o custo do aumento do OD no efluente. Uma vez que o custo de adicionar OD é muito alto, limite o excesso acima do valor mínimo, de maneira a fazer com que o valor de OD crítico fique entre 5,00 e $5,25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Resposta: A elevação do OD do resíduo a $2,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ é a solução com melhor relação custo-benefício.

- 9-34** Qual é a quantidade de DBO final (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) que a cidade de Quamta (Exercício 9-29) pode despejar no rio para que as águas deste, no trecho que atravessa a cidade de Edinkira, tenham OD $1,50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ acima do valor determinado pelas autoridades ambientais?

- 9-35** Supondo que o déficit de oxigênio dissolvido (D_a) seja zero e que a DBO final (L_r) do Rio Manco Capac a montante do ponto de despejo da cidade de Urcaguay seja zero, calcule a quantidade de DBO final ($\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) que pode ser despejada, se o OD precisa ser mantido em $4,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, na distância de 8,05 km a jusante. A constante da velocidade de desoxigenação (k_d) é $1,80 \text{ dia}^{-1}$ a 12°C e a constante da velocidade de reaeração (k_r) é $2,20 \text{ dia}^{-1}$ a 12°C. A temperatura do

rio é 12°C, a vazão é $5,95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e a velocidade é $0,300 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A vazão das águas residuárias de municipais é $0,0130 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Resposta: Vazão mássica = $1,14 \times 10^4 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ de DBO final

- 9-36** Calcule o OD 1,609 km a jusante de um ponto de despejo de águas residuárias em um córrego para as condições dadas. Apresente as respostas com duas casas decimais. As constantes de velocidade foram corrigidas para a temperatura.

Parâmetros	Córrego
k_d	$1,911 \text{ dia}^{-1}$
k_r	$4,49 \text{ dia}^{-1}$
Vazão	$2,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
Velocidade	$0,100 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
D_a (após a mistura)	0,00
Temperatura (°C)	17,00
DBO final (após a mistura)	$1100,00 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 9-37** Suponha que as águas residuárias da cidade de Urcaguary (Exercício 9-35) contenham $3,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de nitrogênio da amônia e que a velocidade de desoxigenação do córrego seja igual a $0,900 \text{ dia}^{-1}$ a 12°C. Qual é a quantidade de DBO carbonácea final (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) que a cidade pode despejar no córrego sem comprometer o nível de OD de $4,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um ponto 8,05 km a jusante do ponto de despejo? Suponha que a quantidade teórica de oxigênio seja consumida no processo de nitrificação.

Resposta: Vazão mássica = $6,2 \times 10^3 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 9-38** Um aquífero tem gradiente hidráulico igual a 0,00086, condutividade hidráulica de $200 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$ e porosidade de 0,23. Um composto químico com coeficiente de retardamento igual a 2,3 contamina o aquífero. Qual é a velocidade linear do contaminante? Quanto tempo é necessário para que a substância se desloque por 100 m no aquífero?

- 9-39** Um aquífero é contaminado com um composto. A velocidade linear média da água no aquífero é $2650 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e a porosidade é 48,0%. O contaminante tem coeficiente de retardamento igual a 2,65. Calcule a velocidade linear média do poluente (em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

Resposta: $1,00\text{e-}07 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

- 9-40** Um pequeno lago é cercado por terras agrícolas. O lago tem 150 m de comprimento e 120 m de largura. A profundidade média é 30 m. Ele é alimentado por um rio livre de poluentes a uma vazão de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Um herbicida é detectado na concentração de $45,2 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ no lago. O contaminante é decomposto biologicamente a uma constante de velocidade igual a $0,22 \text{ dia}^{-1}$. Suponha que o lago esteja no estado estacionário e em regime de mistura completa no momento da coleta de amostras. Assuma também que o rio seja a única fonte de água para o lago e que a evaporação, a precipitação e a infiltração possam ser desprezadas. Qual é a massa de herbicida despejada no lago?

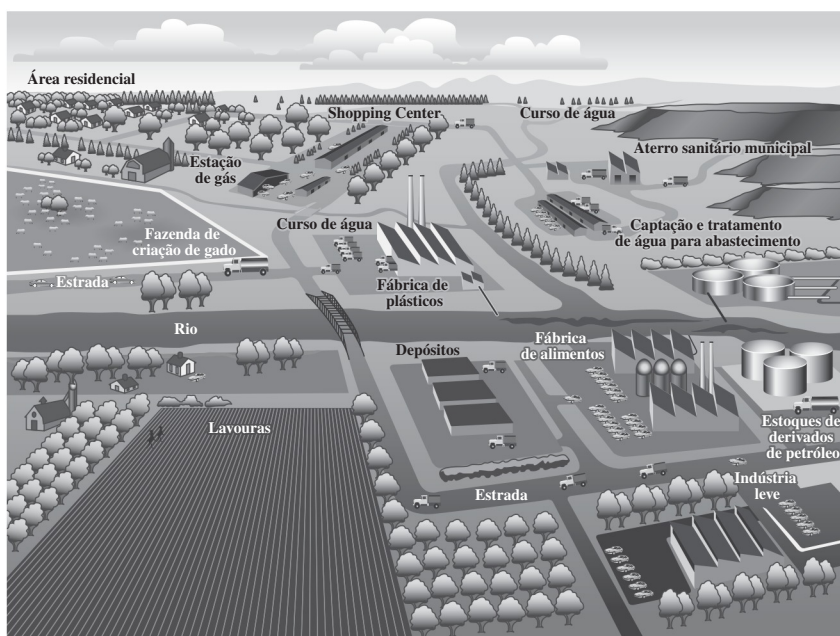
Resposta: $11,2 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 9-41** Um lago mede 3500 m de comprimento e 2800 m de largura. A profundidade média é 20 m. Ele é alimentado por um rio a uma vazão média de $6,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que atravessa lavouras. As águas do rio contêm um herbicida na concentração de $33,1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Este é decomposto biologicamente a uma constante de velocidade igual a $0,18 \text{ dia}^{-1}$. Suponha que o lago esteja no estado estacionário e em regime de mistura completa. Calcule a concentração do herbicida no lago.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 9-1** Os alunos de um curso de engenharia ambiental recolheram amostras do influente (esgoto não tratado) e do efluente (esgoto tratado) de uma estação de tratamento de águas residuárias municipais. As amostras foram usadas para determinar a constante de velocidade da DBO (k). Estas constantes são iguais nas duas amostras? Se forem diferentes, qual delas tem o maior valor? Por quê?

- 9-2** Se você tivesse de definir os padrões de qualidade de um corpo hídrico e pudesse escolher entre a DBO_5 e a DBO final, qual seria a sua escolha? Por quê?
- 9-3** Um estagiário realizou medições de temperatura para um levantamento sobre as condições de um lago. Ele recebeu instruções para medir a temperatura a uma altura de 1 m acima da superfície da água (atmosfera) e a 1 m e a 10 m de profundidade. Ele mediu as temperaturas, mas esqueceu de registrar as cotas verticais em que as medições foram feitas. Os valores observados foram 33°C, 18°C e 21°C. Se o lago fica no estado do Missouri e as medições foram feitas ao meio dia do mês de julho, qual é o seu melhor palpite para relacionar as temperaturas observadas às respectivas cotas de altura para medição?
- 9-4** O ponto crítico na curva de depleção do OD está 18 km a jusante do ponto de despejo de uma água residuária não tratada. Qual seria o ponto crítico a jusante do despejo se a água residuária fosse tratada? Ele estaria a montante, a jusante ou nos mesmos 18 km do ponto de despejo?
- 9-5** Você recebeu a tarefa de realizar um estudo ambiental em um lago remoto no Canadá. As fotos aéreas e um levantamento de campo mostram que não há resíduos de origem antropogênica no lago. A inspeção da água no local revela um grau elevado de turbidez, com abundantes florações de algas e um valor de OD igual a $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no hipolimnio do lago. Qual é a classe de produtividade deste lago? Explique o seu raciocínio.
- 9-6** As condições gerais dos lagos nos estados de Illinois e de Indiana, no oeste de Kentucky e na região baixa da península dos estados de Michigan e Ohio indicam que estes corpos lacustres estão sujeitos à acidificação, ainda que o pH da água da chuva seja 4,4. Com base em seus conhecimentos sobre a topografia da região, sua vegetação e geologia (ou no que você pode descobrir fazendo uma pesquisa), explique por que os lagos nestas áreas não são ácidos.
- 9-7** Considere a comunidade ilustrada na figura abaixo. Discuta as alternativas para o desenvolvimento de um programa de avaliação e de proteção dos recursos hídricos do local. Certifique-se de:
- Identificar os limites de sua área de proteção.
 - Identificar os contaminantes e suas respectivas fontes em potencial.
 - Determinar quais são as informações de que você precisa para analisar e completar a avaliação da susceptibilidade.



REFERÊNCIAS

- Acerini, C. L., and I. A. Hughes (2006) "Endocrine Disrupting Chemicals: A New and Emerging Public Health Problem?," *Arch. Dis. Child.*, 91: 633–41.
- Andersen, A. G., T. K. Jensen, E. Carlsen, N. Jørgensen, A. M. Andersson, T. Krarup, N. Keiding, and N. E. Skakkebaek (2000) "High Frequency of Sub-Optimal Semen Quality in an Unselected Population of Young Men," *Hum. Reprod.* 15(2): 366–72.
- Ash, R. J., B. Mauch, W. Moulder, and M. Morgan (1999) "Antibiotic Resistant Bacteria in U.S. Rivers" (Abstract Q-383), in *Abstracts of the 99th General Meeting of the American Society for Microbiology*, Chicago, May 30–June 3, 1999, p. 607.
- Aspelin, A. L. (1994) *Pesticides Industry Sales and Usage: 1992 and 1993 Market Estimates*. Biological and Economic Analysis Division, Office of Pesticide Programs, Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Associated Press (2001) *Toxin Might Hurt Endangered Whales*, January 13, 2001.
- Bennett, J., and G. Kramer (1999) "Multidrug Resistant Strains of Bacteria in the Streams of Dubuque County, Iowa" (Abstract Q-86), in *Abstracts of the 99th General Meeting of the American Society for Microbiology*, Chicago, May 30–June 3, 1999, p. 464.
- Benton, T. (1991) "Oceans of Garbage," *Nature*, 352: 113.
- Botkin, D. B., and E. A. Keller (1998) *Environmental Science: Earth as a Living Planet*, 2nd ed., John Wiley and Sons, New York.
- Buser, H. R., T. Poiger, and M. D. Muller (1999) "Occurrence and Environmental Behavior of the Chiral Pharmaceutical Drug Ibuprofen in Surface Waters and Waste Water," *Environ. Sci. Technol.*, 33(15):2529–35.
- Buser, H. R., M. D. Muller, and N. Theobald (1998a) "Occurrence of the Pharmaceutical Drug Clofibric Acid and the Herbicide Mecoprop in Various Swiss Lakes and in the North Sea," *Environ. Sci. Technol.*, 32(1): 188–92.
- Buser, H. R., T. Poiger, and M. D. Muller (1998b) "Occurrence and Fate of the Pharmaceutical Drug Diclofenac in Surface Waters: Rapid Photodegradation in a Lake," *Environ. Sci. Technol.*, 32(22):3449–56.
- Chen, C. J., C. W. Chen, M. M. Wu, and T. L. Kuo (1992) "Cancer Potential in Liver, Lung, Bladder, and Kidney Due to Inorganic Arsenic in Drinking Water," *British Journal of Cancer*, 66: 888–92.
- Clarke, K. C., and J. J. Hemphill (2002) "The Santa Barbara Oil Spill, A Retrospective" in *Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers*, Darrick Danta, ed., University of Hawai'i Press, vol. 64, pp. 157–62.
- Cunningham, V. L., M. Buzby, T. Hutchinson, F. Mastrocco, N. Parke, and N. Roden (2006) "Effects of Human Pharmaceuticals on Aquatic Life: Next Steps," *Environ. Sci. Technol. A-Pages*, 40(11): 3456–62.
- Daughton, C. G. (2003) "Chemicals from Pharmaceuticals and Personal Care Products," in *Water: Science and Issues*, E. J. Dasch, ed., Macmillan Reference USA, New York: vol. 1, pp. 158–64.
- Den Hond, E., H. A. Roels, K. Hoppenbrouwers, T. Nawrot, L.Thijs, C. Vandermeulen, G. Winneke, D. Vanderschueren, and J. A. Staessen (2002) "Sexual Maturation in Relation to Polychlorinated Aromatic Hydrocarbons: Sharpe and Skakkebaek's Hypothesis Revisited," *Environ. Health. Perspect.* 110(8): 771–76.
- Dickson, W. (1980) "Properties of Acidified Waters," in *Ecological Impact of Acid Precipitation*, D. Drablosand, A. Tollan, eds., SNSF. Oslo, Sandefjord, Norway: pp. 75–83.
- Dunphy Guzman, K. A., M. R. Taylor, and J. F. Banfield (2006) "Environmental Risks of Nanotechnology: National Nanotechnology Initiative Funding, 2000–2004," *Environ. Sci. Technol.*, 40(5): 1401–07.
- Eaton, A. D., L. S. Clesceri, E. W. Rice, A. E. Greenberg, and M. A. H. Franson, eds. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. American Public

- Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF).
- Fong, P. P. (1998) "Zebra Mussel Spawning Is Induced in Low Concentrations of Putative Serotonin Reuptake Inhibitors," *Biol. Bull.*, 194(2): 143–49.
- Foster, M. (1972) "The Santa Barbara Oil Spill: Dosage of Crude Oil on Shore and Initial Effects on Intertidal Organisms," *Calif. Mar. Res. Comm., CalCOFI Rept.*, 16: 150.
- Galloway, J. N., and E. B. Cowling (1978) "The Effects of Precipitation on Aquatic and Terrestrial Ecosystems: A Proposed Precipitation Chemistry Network," *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28: 229–35.
- Guzman, K. A., M. R. Taylor, and J. F. Banfield (2006) "Environmental Risks of Nanotechnology: National Nanotechnology Initiative Funding, 2000–2004," *Environ. Sci. Technol.*, 40: 1401–07.
- Haier, D. (2005) "69 Oil Spill Leaves Mark on SB Environmentalism" Daily Nexus, University of California, Santa Barbara, vol. 67, no. 85. <http://www.dailynexus.com/article.php?a=8795>.
- Harries, J. E., T. Runnalls, E. Hill, C. A. Harris, S. Maddix, J. P. Sumpter, and C. R. Tyler (2000) "Development of a Reproductive Performance Test for Endocrine Disrupting Chemicals Using Pair-Breeding Fathead Minnows (*Pimephales promelas*)," *Environ. Sci. Technol.*, 34(14): 3003–11.
- Hummel, D., D. Löffler, G. Fink, and T. A. Ternes (2006) "Simultaneous Determination of Psychoactive Drugs and Their Metabolites in Aqueous Matrices by Liquid Chromatography Mass Spectrometry," *Environ. Sci. and Technol.*, 40: 7321–28.
- Moller, H. (1998) "Trends in Sex-ratio, Testicular Cancer and Male Reproductive Hazards: Are They Connected?" *APMIS*, 106(1): 232–8, discussion 238–9.
- Nagler, J. J., J. Bouma, G. H. Thorgaard, and D. D. Dauble (2001) "High Incidence of a Male-Specific Genetic Marker in Phenotypic Female Chinook Salmon from the Columbia River," *Environ. Health Persp.*, 109(1): 67–69.
- National Atmospheric Deposition Program (NRSP/3) National Trends Network (2007) "Isopleth Maps," NADP Program Office, Illinois State Water Survey, Champaign, IL, <http://nadp.sws.uiuc.edu/isopleths/>.
- National Estuarine Research Reserve System (2007) *An Introduction to Estuaries*, <http://inlet.geol.sc.edu/nerrsintro.html>; <http://nerrs.noaa.gov/welcome.html>.
- National Research Council (1999) *Arsenic in Drinking Water*, National Academy Press, Washington, DC.
- National Research Council (2001) "Update: Arsenic in Drinking Water," National Academy Press, Washington, DC.
- Neegaard, L. (2001) "FDA: While Pregnant, Limit Fish," *Lansing State Journal*, January 13, 2001.
- O'Connor, D. J., and W. E. Dobbins (1958) "Mechanism of Reaeration in Natural Streams," *American Society of Civil Engineers Transactions*, 153: 641.
- Parent, A. S., G. Teilmann, A. Juul, N. E. Skakkebaek, J. Toppari, and J. P. Bourguignon (2003) "The Timing of Normal Puberty and the Age Limits of Sexual Precocity: Variations around the World, Secular Trends, and Changes after Migration," *Endocr. Rev.* 24(5): 668–93.
- Paulozzi, L. J., J. D. Erickson, and R. J. Jackson (1997) "Hypospadias Trends in Two U.S. Surveillance Systems," *Pediatrics*, 100(5): 831–4.
- Peters, C. A., D. M. Robertson, D. A. Saad, D. J. Sullivan, B. C. Scudder, F. A. Fitzpatrick, K. D. Richards, J. S. Stewart, S. A. Fitzgerald, and B. N. Lenz (1998) *Water Quality in the Western Lake Michigan Drainages, Wisconsin, and Michigan, 1992–95*, U.S. Geological Survey Circular 1156, available on-line at <http://water.usgs.gov/pubs/circ1156>
- Pruden, A., R. Pei, H. Storteboom, and K. H. Carlson (2006) "Antibiotic Resistance Genes as Emerging Contaminants: Studies in Northern Colorado," *Environ. Sci. and Technol.*, 40: 7445–50.
- Raloff, J. (1999) "Waterways Carry Antibiotic Resistance," *Science News Online*, June 5, 1999, http://www.sciencenews.org/sn_arc99/6_5_99/fobl.htm.

- Ryan, P. M., and H. H. Harvey (1980) "Growth Responses of Yellow Perch, *Perca flavescens* (Mitchill), to Lake Acidification in La Cloche Mountains of Ontario," *Env. Biol. Fish.* 5: 97–108.
- Sadik, O. A., and D. M. Witt (1999) "Monitoring Endocrine-Disrupting Chemicals," *Environ. Sci. Technol.*, 33: 368A–74A.
- Schroepfer, G. J., M. L. Robins, and R. H. Susag (1964) "Research Program on the Mississippi River in the Vicinity of Minneapolis and St. Paul," *Advances in Water Pollution Research*, 1, pt 1: 145.
- Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend, and D. M. Imboden (1993) *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley and Sons, New York.
- Sedlak, D. L., J. L. Gray, and K. E. Pinkston (2000) "Understanding Microcontaminants in Recycled Water," *Environ. Sci. Technol.*, 34: 508A–15A.
- Simmons, E. (2000) "Making an Impact: A Look at Santa Barbara's Active Role in the Environmental Movement and the Influence of the Environmental Studies Department in Its 30th Anniversary," Daily Nexus, University of California, Santa Barbara, May 19, 2000, <http://www.es.ucsb.edu/images/new/ESealcoveredInOil.jpg>.
- Smithsonian Institution (1995) Ocean Planet: Marine Pollution 1: Oil Pollution, http://seawifs.gsfc.nasa.gov/OCEAN_PLANET/HTML/peril_oil_pollution.html.
- Sternes, K. L. (1999) "Presence of High-Level Vancomycin Resistant Enterococci in the Upper Rio Grande" (Abstract Q-63), in *Abstracts of the 99th General Meeting of the American Society for Microbiology*, Chicago, May 30–June 3, 1999, p. 545.
- Streeter, H. W., and E. B. Phelps (1925) *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River*.
- U.S. Public Health Service Bulletin No. 146, Washington, DC.
- U.S. EPA (2007) *National Estuary Program: About Estuaries*, <http://www.epa.gov/owow/estuaries/about1.htm>.
- U.S. EPA (2006) "Origins and Fate of PPCPs in the Environment," U.S. EPA, Office of Research and Development, National Exposure Research Laboratory, Las Vegas, NV, <http://www.epa.gov/esd/chemistry/pharma/images/drawing.pdf>.
- U.S. Geological Survey (1999) *The Quality of Our Nation's Waters—Nutrients and Pesticides*, U.S. Geological Survey Circular 1225, Reston, VA.
- Welch, A. H., D. R. Helsel, M. J. Focazio, and S. A. Watkins (1999) "Arsenic in Groundwater Supplies of the United States," in *Arsenic Exposure and Health Effects*, W. R. Chappell, C. O. Abernathy, and R. L. Calderon, eds., Elsevier Science, New York, pp. 9–17, <http://webserver.cr.usgs.gov/trace/pubs/segh1998/#AsInGW>.
- Welsh, A. H., S. A. Watkins, D. R. Helsel, and M. F. Focazio (2000) "Arsenic in Groundwater Resources of the United States," U.S. Geological Survey Fact Sheet 063–00, Reston, VA.
- Wiesner, M. R., G. V. Lowry, P. Alvarez, D. Dionysiou, and P. Biswas (2006) "Assessing the Risks of Manufactured Nanomaterials," *Environ. Sci. Technol. A-Pages*, 40(14): 4336–37.

O tratamento da água

	Estudo de caso: Walkerton — a cidade em que as crianças morreram de infecção por <i>E. coli</i>	450
10-1	INTRODUÇÃO	451
	A qualidade da água	453
	As características físicas	454
	As características químicas	454
	As características microbiológicas	454
	As características radioativas	455
	Os padrões de qualidade da água nos Estados Unidos	455
	A classificação da água e os sistemas de tratamento	458
10-2	A MISTURA RÁPIDA, A FLOCULAÇÃO E A COAGULAÇÃO	460
	A estabilidade e a desestabilização dos coloides	460
	A física da coagulação	461
	Os coagulantes	462
	A mistura e a floculação	464
10-3	O ABRANDAMENTO	468
	A dureza	468
	O abrandamento com cal e soda barrilha (carbonato de sódio)	474
	O abrandamento por troca iônica	477
10-4	A SEDIMENTAÇÃO	479
	Visão geral	479
	A determinação da velocidade de sedimentação (v_s)	480
	O cálculo da taxa de aplicação superficial	482
10-5	A FILTRAÇÃO	483
10-6	A DESINFECÇÃO	486
	A cinética da desinfecção	487
	Os desinfetantes e seus subprodutos	488
	As reações do cloro na água	489
	As cloraminas	491
	O dióxido de cloro	492
	A ozonização	492
	A radiação ultravioleta	492
10-7	OS OUTROS MÉTODOS DE TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL	493
	Os processos em membrana	493
	Os processos de oxidação avançados	497
	A adsorção em carvão	497
	A aeração	497
10-8	A GESTÃO DOS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL	498
	A análise do balanço de massa	499
	O tratamento do lodo	500
	O descarte final	504

REVISÃO DO CAPÍTULO	505
EXERCÍCIOS	506
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	512
REFERÊNCIAS	513



Estudo de caso

Walkerton — a cidade em que as crianças morreram de infecção por *E. coli*

Localizada em uma região rural em Ontário, no Canadá, a cidade de Walkerton foi palco de uma forte chuva no dia 8/5/2000. Era o prenúncio de uma calamidade. Os 4800 residentes da área central da cidade consumiam a água captada de 15 poços de 76 m de profundidade em um aquífero carbonático e não tinham a menor ideia de que a sua cidade estava para se tornar um lugar “onde as crianças morrem de infecção por *E. coli*”. Uma semana após a tempestade, vários moradores da cidade ficaram doentes. Um dos primeiros foi um menino de 5 anos de idade. Ele passara a tarde brincando com seus amigos; à noite, queixou-se de dores no abdômen e apresentou febre e diarreia forte. A mãe, preocupada com o quadro de saúde do menino, o levou à emergência do hospital local, onde foi constatado que ele estava muito desidratado e que suas fezes apresentavam sangue. O médico pediu sua internação; na mesma noite, outros três moradores com diarreia grave, cólicas e febre foram atendidos no mesmo hospital. Os médicos suspeitaram de intoxicação alimentar e recomendaram aos pacientes que bebessem muita água, para evitar a desidratação.

A Comissão de Serviços Públicos da cidade recolheu amostras da água dos poços para análise, que confirmou a contaminação com *E. coli*. Contudo, o gerente da concessionária de abastecimento de água da cidade não avisou o representante local do Ministério do Meio Ambiente (MMA) ou o Conselho Regional de Medicina (CRM) sobre os riscos. Apesar da preocupação dos funcionários do MMA e de muitas conversas sobre o tema, a concessionária continuou negando o problema. Cinco dias após o primeiro paciente adoecer, o MMA recolheu amostras para testar a qualidade da água potável da cidade e emitiu um alerta para que a população fervesse a água antes de consumi-la. O segundo paciente, uma menina de dois anos de idade, faleceu no dia 22/5. Na mesma data, outros 500 moradores da cidade haviam apresentado os mesmos sintomas e procurado atendimento médico. No final de maio, seis pessoas haviam morrido e as autoridades da província iniciaram uma ampla investigação com base na suspeita de negligência da concessionária. O governo municipal também foi responsabilizado, já que havia determinado cortes no orçamento que obstruíram a implementação de melhorias no sistema de abastecimento que reduziriam a vulnerabilidade à contaminação. No final de junho, mais da metade dos moradores da cidade havia ficado doente, e o sétimo paciente faleceu.

Uma investigação foi iniciada dois anos mais tarde (no começo de 2002), a qual apurou que o problema havia sido causado pela bactéria *E. coli* 0157:H7, embora a espécie bacteriana *Campylobacter jejuni* tivesse contribuído com a morte de dois pacientes. A bactéria havia entrado no poço 5, cuja profundidade não ultrapassava 15 m. A análise do DNA dos microrganismos mostrou que estes haviam partido de uma fazenda de criação de gado não muito distante do poço. No final de abril de 2000, um fertilizante de origem animal havia sido aplicado em uma lavoura nas imediações segundo as práticas corretas e os padrões do setor. A lavoura estava a menos de 80 m do poço. As fortes chuvas que caíram entre 8/5 e 12/5 carregaram as bactérias até o poço, embora o exato mecanismo de transporte nunca tenha sido descoberto. Acredita-se que os microrganismos escoaram pelas fraturas no aquífero cárstico, pelos postes de cercas fincados na camada de depósitos glacial sobrejacente ao aquífero e pelas zonas arenosas e siltsosas no interior do depósito.

A cloração da água teria acabado com a contaminação causada por estas bactérias. Contudo, o instrumento que monitorava o cloro residual na água havia apresentado defeito na semana em que as chuvas caíram em Walkerton, e a medição não foi realizada. A situação se agravou porque o dosador de cloro utilizado no poço 7 parou de funcionar entre 15/5 e 20/5, o que impediu a água de ser desinfetada. O gerente da concessionária de abastecimento, Stan Koebel, acreditava que poderia dosar o cloro com base nos registros de dosagem anteriores. Foi o que ele fez — sem saber que o escoamento dos fertilizantes animais exerceria uma demanda de cloração adicional e que, portanto, as doses usuais não seriam suficientes para tratar a água. Porém, Koebel não conseguiu acessar os registros anteriores. Ele então decidiu falsificá-los, relatando valores fictícios das doses de cloro adicionado e de cloro residual. Ele também forjou os registros sobre os locais onde as amostras microbianas haviam sido coletadas e não notificou as autoridades da existência do problema, sobretudo após o surgimento dos casos de infecção.

Os operadores da unidade de tratamento de água não foram as únicas pessoas implicadas neste surto e nas sete mortes que ele causou. O MMA também foi responsabilizado, porque estava ciente do potencial de interação entre as águas subterrâneas e o solo na área do poço 5 e, mesmo assim, não exigiu o monitoramento constante do cloro residual e da turbidez (parâmetros estes que teriam ajudado a detectar a presença do fertilizante animal na água). O fracasso do MMA em detectar as práticas indevidas dos funcionários da concessionária foi visto como resultado direto dos cortes no orçamento adotados pela província em obras voltadas para a saúde pública e o meio ambiente (O'Connor, 2002a, b).

A província de Ontário reagiu à tragédia promulgando a Lei da Água Potável Segura de 2002. Esta lei definiu padrões mais elevados para o monitoramento da qualidade da água, esclareceu critérios de inspeção, exigiu o treinamento de operadores e cobrou mais eficiência dos sistemas de tratamento regulamentados, os quais incluem tanto as concessionárias privadas como as empresas públicas de abastecimento. O governo de Ontário introduziu a Lei da Gestão de Nutrientes em 2002, a qual exigia a adoção de planos específicos de gestão. A meta é garantir que as operações agrícolas sejam administradas com base no conceito de responsabilidade ambiental, impedindo assim a contaminação de rios, lagos e águas subterrâneas com dejetos animais, fertilizantes, pesticidas e outros resíduos destas operações. Outras iniciativas de proteção foram adotadas em 19/10/2006, com a adoção da Lei da Água Limpa, que garante que os estoques de água potável municipal sejam protegidos por planos de proteção de mananciais, com o objetivo de reduzir o risco de contaminação.

10-1 INTRODUÇÃO

A importância da água para a navegação, o consumo humano, a recreação e até os rituais religiosos é conhecida desde a antiguidade. Contudo, esta importância sempre se concentrou na quantidade, não na qualidade do recurso. Nos casos em que a qualidade é um parâmetro importante, as discussões se restringem às propriedades estéticas da água. Ela tem gosto? É clara e transparente? Já em 4000 a.C. os gregos e os habitantes do sudoeste da Índia reconheciam o valor do tratamento da água no controle do sabor e do odor. Métodos como a filtração em carvão vegetal, a irradiação com a luz do sol e a ebulição são mencionados em documentos gregos e sânscritos da época. Em 1500 a.C. os egípcios utilizavam o sulfato de alumínio para clarificar a água (U.S. EPA, 2000). Em 1685 o médico italiano Lucas Antonius Portius descreveu um método de filtração em leitos múltiplos de areia envolvendo três pares de filtros. Segundo o método, água era inicialmente forçada através de uma placa contendo orifícios, de onde passava para um tanque concebido para permitir a sedimentação das partículas grandes. Após, a água escoava pelos filtros dispostos em série. Uma mistura de areia e cascalho era utilizada para melhorar a qualidade da água. Em cerca de 1703, o cientista francês La Hire apresentou um projeto à Academia Francesa de Ciências, o qual sugeria que todas as casas tivessem um sistema de filtração em areia para a água da chuva (Jespersion, 2007).

FIGURA 10-1 Mortes causadas pela febre tifoide na Filadélfia, estado da Pensilvânia, EUA.



No começo do século XIX os europeus passaram a utilizar a filtração lenta em areia no tratamento de águas municipais (U.S. EPA, 2000). Como vimos no Capítulo 3, a relação entre a qualidade da água e a prevalência de doenças foi confirmada em 1854, quando John Snow propôs a associação entre incidência de casos de cólera e o consumo da água de um poço contaminado com esgoto. No final do mesmo século, os cientistas conseguiram estabelecer o elo entre algumas doenças e bactérias específicas.

Com a descoberta por Koch do mecanismo de transmissão de doenças (ver a Seção 3-11), o período compreendido entre o final século XIX e o começo do século XX foi marcado por uma mudança de foco. Os cientistas e engenheiros ambientais passaram a concentrar esforços na análise da turbidez e da presença de microrganismos nos mananciais utilizados no abastecimento público de água. Esta mudança de atitude abriu espaço para inovações no projeto dos sistemas de tratamento, que começaram a utilizar a filtração lenta em areia para clarificar a água e remover os microrganismos perigosos causadores da febre tifoide, da desinteira e da cólera.

Com o tempo, a filtração se consolidou como método bastante eficaz para reduzir a turbidez e remover bactérias, mas a desinfecção dos mananciais de água para o abastecimento foi a principal razão por trás da redução dos surtos de doenças transmitidas pela água. O ozônio foi utilizado como desinfetante pela primeira vez em 1893, na cidade de Oudshoom, na Holanda. Em 1897, o cloro foi empregado para desinfetar adutoras após um surto de febre tifoide na Inglaterra (CRC for Water Quality and Treatment, 2007). Em 1908 o elemento passou a ser utilizado nos Estados Unidos com a mesma finalidade, em Jersey City, estado de Nova Jérsei (U.S. EPA, 2000). Como mostra a Figura 10-1, o tratamento da água potável na Filadélfia acarretou uma queda significativa no número de mortes causadas pela doença. Em 1902, a cidade norte-americana começou a filtrar a água distribuída a seus habitantes. A cloração iniciou em 1912. As estimativas indicam que as taxas de mortalidade relativas às febres tifoide e paratifoide caíram de 31,3 (em 1900) para 7,6 (em 1920) para cada 100 mil habitantes nos Estados Unidos. Em 1953, quando um grande número de concessionárias já desinfetava a água disponibilizada à população, a taxa de mortalidade desceu a menos de 0,05 em 100 mil habitantes, permanecendo estável desde então (Peterson e Calderon, 2003).

Hoje, os sistemas de abastecimento nos Estados Unidos fornecem água potável a 90% da população. Cerca de 158 mil desses sistemas são classificados como públicos. Destes, aproximadamente 53 mil sistemas comunitários abastecem 282 milhões de pessoas. Nos Estados Unidos, os **sistemas públicos** são aqueles que abastecem ao menos 25 pessoas ao dia, por mais de 60 dias do ano. Os **sistemas de abastecimento comunitários** atendem ao mesmo número mínimo de pessoas e incluem, por exemplo, cidades, distritos, subdivisões e campings. Os **sistemas não comunitários e não temporários** abastecem ao menos 25 pessoas por no mínimo 6 meses do ano. Estes incluem escolas, fábricas, prédios de escritórios e hospitais que tenham suas próprias redes de abastecimento de água. Já os **sistemas não comunitários temporários** fornecem água a locais específicos, como restaurantes, hotéis, campings e postos de gasolina, locais estes nos quais as pessoas não permanecem por muito tempo. Perto de 19.174 sistemas de abastecimento não comunitário não transientes abastecem 6,06 milhões de pessoas, enquanto 86.210 sistemas

de abastecimento não comunitários transientes atendem a 14,2 milhões de norte-americanos (U.S. EPA, 2006).

As populações de países industrializados, como os Estados Unidos, confiam que sua saúde não está exposta a problemas com a qualidade da água. Entre 1971 e 1996, menos de 55 surtos de doenças transmitidas pela água ocorreram no país (Levy et al., 1998). Infelizmente, em muitas nações em desenvolvimento a água limpa é a exceção, não a regra. Nas palavras de Russel F. Train, ex-funcionário da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos:

Aproximadamente 40% da população mundial não têm acesso adequado a água. As estimativas informam que as moléstias transmitidas pela água matam mais de 25 mil pessoas todo o dia no mundo. A esquistossomose e a filariose, as principais doenças causadoras de cegueira, afetam cerca de 450 milhões de pessoas em mais de 70 países. Segundo a economista Barbara Ward, existem cidades no mundo desenvolvido nas quais 60% das crianças morrem de gastrite pediátrica antes dos cinco anos de idade. (Train, 1976)

Infelizmente, as economias emergentes sofreram muitos reveses nos últimos 30 anos. Enquanto muitos países industrializados e organizações localizadas nestas nações dedicam os seus recursos tecnológicos e financeiros para melhorar o abastecimento de água potável de qualidade, mais de um bilhão de pessoas — cerca de um quinto da população mundial — ainda não têm acesso a fontes seguras do recurso. São necessários avanços concretos no sentido de resolver o problema do abastecimento de água potável em todo o mundo.

A qualidade da água

Como consumidores, nossa expectativa é a de que a água que sai de nossas torneiras seja segura e agradável. Quando não apresenta odor ou sabor a água é considerada **palatável**. Já a água livre de compostos químicos, microrganismos e outros contaminantes é segura para o consumo, e é denominada **potável**. A água ideal é aquela que apresenta as duas características.

Todos os estoques de águas na natureza são recarregados pela precipitação. Embora a água da chuva seja considerada pura, muitas impurezas podem estar presentes. Todavia, a concentração destas impurezas é muito menor do que os valores observados assim que a água da chuva começa a escorrer pelo solo. As águas superficiais estão expostas a muitas formas de poluição (ou contaminação).^{*} Os escoamentos superficiais arrastam partículas do solo, causando a turbidez da água.^{**} Bactérias e partículas de matéria orgânica também são carregadas. A maior parte das partículas em suspensão é retida no solo durante a infiltração, até a água chegar ao lençol freático. Este processo de filtração natural é relativamente eficiente na remoção de bactérias e de materiais particulados. Contudo, contato com depósitos minerais afeta as características da água de maneira significativa. Durante a infiltração até o lençol freático, parte dos materiais presentes no solo e nas rochas são dissolvidos e arrastados. Logo, as águas subterrâneas têm teores mais elevados de minerais em solução, comparadas às águas superficiais.

Quatro categorias de atributos descrevem a qualidade da água potável:

1. As características *físicas* dizem respeito à qualidade da água para consumo doméstico e estão associadas à aparência, à cor, à turbidez, à temperatura e, sobretudo, ao sabor e ao odor da água.
2. As características *químicas* incluem a identificação de seus componentes e de suas concentrações.
3. As características *microbiológicas* são importantes no contexto da saúde pública, embora tenham papel relevante na alteração das propriedades químicas e físicas da água.

^{*}Neste livro, o termo *poluição* indica a presença de substâncias estranhas na água (compostos orgânicos, inorgânicos, radioativos e biológicos) que tendem a reduzir a qualidade, a ponto de esta água se tornar um risco para a saúde e imprópria para o consumo.

^{**}A turbidez é uma medida da redução da penetração da luz na água. É um padrão relativo. Uma amostra é comparada a diversos padrões seriados muito semelhantes. Neste livro, utilizamos uma unidade de turbidez (UT) para nos referirmos à medida do parâmetro. Para determinado tamanho de partícula, quanto maior for a turbidez, maior a concentração de partículas coloidais.

4. As características *radioativas* precisam ser consideradas em áreas onde existe o risco de a água entrar em contato com radionuclídeos. A radioatividade da água é tema de interesse na saúde pública.

Por esta razão, os fatores capazes de afetar as aplicações da água destinada ao consumo humano são variáveis essenciais no projeto de um sistema de abastecimento público.

As características físicas

Como vimos, as concessionárias monitoram as características físicas da água como a turbidez, a cor, o sabor e a temperatura. A turbidez é causada pela presença de materiais suspensos como a argila, o silte, materiais orgânicos finos, plâncton e outras substâncias na água. Embora a turbidez não represente um risco grave à saúde, as partículas que a causam podem apresentar contaminantes microbiológicos perigosos capazes de afetar eficiência das substâncias usadas na desinfecção.

O material orgânico dissolvido oriundo da decomposição de detritos vegetais e alguns tipos de matéria inorgânica confere cor à água. O efeito também pode ser causado por florações de algas ou o crescimento de microrganismos aquáticos. A presença de metais inorgânicos (como o ferro ou o manganês) e de substâncias húmicas (formadas durante a degradação de detritos orgânicos, como folhas, por exemplo) tem efeito equivalente. Ainda que a cor não seja variável relevante no contexto da saúde humana, quando ocorre diminui o valor estético da água potável e levanta suspeitas sobre a eficiência dos métodos de tratamento.

Compostos orgânicos, sais inorgânicos, gases dissolvidos e outros materiais estranhos conferem odor e sabor à água. Certos tipos de algas, sobretudo as verdes, exercem o mesmo resultado.

A água potável adequada para o consumo tem temperatura baixa, constante e sujeita a poucas oscilações. As águas superficiais ou subterrâneas que escorrem pelas escarpas montanhosas normalmente atendem a estes critérios. Como regra geral, valores entre 10°C e 15°C tornam a água potável mais palatável.

As características químicas

As estações de tratamento de água potável nos Estados Unidos, no Canadá e na maior parte dos países da União Europeia monitoram uma variedade de constituintes orgânicos e inorgânicos, como o cloro, o flúor, o sódio, o sulfato, alguns nitratos e mais de 120 substâncias orgânicas. Alguns destes compostos são monitorados devido a aspectos associados à manutenção da saúde, outros têm implicações estéticas. Por exemplo, o ferro e o manganês raramente representam uma ameaça, enquanto a presença de nitratos pode causar a meta-hemoglobinemia (também chamada de síndrome do bebê azul) em recém-nascidos. Os nitratos são liberados na aplicação de fertilizantes, ao passo que o ferro e o manganês ocorrem naturalmente. Contudo, as três espécies são consideradas contaminantes, já que afetam a qualidade da água de um modo ou de outro.

As características microbiológicas

A água destinada para o consumo humano precisa estar livre de **patógenos**, organismos causadores de doenças como vírus, bactérias, protozoários e helmintos (vermes). Nos Estados Unidos, o patógeno responsável por doenças transmitidas pela água mais comum é o parasita protozoário *Giardia lamblia* (CDC, 1990). Alguns organismos que causam doenças em humanos têm como porta de entrada no meio ambiente os lançamentos de fezes de pessoas infectadas. Outros estão presentes em fezes de animais.

Infelizmente, os organismos patogênicos presentes na água não são identificados com facilidade. As técnicas utilizadas na análise bacteriológica são complexas e trabalhosas. Nesse sentido, existe a necessidade de desenvolverem-se testes específicos para revelar o grau de contaminação com base em algum parâmetro que seja fácil de mensurar.

O teste bacteriológico mais utilizado estima o número de microrganismos pertencentes ao grupo dos coliformes, o qual inclui duas espécies, *Escherichia coli* e *Aerobacter aerogenes*. O nome do grupo deriva do termo *cólon*. A bactéria *E. coli* é um microrganismo gram-negativo que coloniza o trato intestinal dos animais. *Aerobacter aerogenes* é encontrada no solo, em

folhas e em grãos, e causa infecções urinárias. O teste utilizado para detectar estes microrganismos, chamado de **teste de coliformes totais**, tem diversas vantagens:

1. Como vimos, *E. coli* normalmente coloniza os intestinos de seres humanos e de outros mamíferos. Logo, a presença de coliformes é indício de contaminação fecal da água.
2. As contagens de *E. coli* nas fezes de indivíduos muito doentes excedem as de organismos patogênicos em diversas ordens de magnitude. Os números elevados de *E. coli* facilitam a realização de culturas deste microrganismo, em comparação com organismos patogênicos.
3. Os coliformes sobrevivem em águas naturais por períodos relativamente longos. No entanto, como a reprodução destes microrganismos nestes ambientes não é eficiente, a presença de coliformes indica a contaminação com matéria fecal, não o crescimento destes em decorrência de condições favoráveis. Na água, os coliformes se desenvolvem melhor do que outros patógenos bacterianos. Dito de outro modo, a ausência de coliformes é um bom sinal de que os patógenos também não estão presentes.
4. A preparação de culturas de coliformes é relativamente fácil e não requer equipamentos laboratoriais caros.

As pesquisas recentes reproduzem a opinião de muitas autoridades sanitárias, ao sugerirem que a presença de *E. coli*, não de coliformes, é mais eficiente como indicador da contaminação da água. A linhagem 0157 de *E. coli* produz uma toxina potente (genericamente chamada de verotoxina) capaz de causar danos celulares e diarreia sanguinolenta. A toxina também é responsável por danos renais e hepáticos e, em alguns casos, pode ser fatal. Muitas pesquisas se concentram na descoberta de técnicas de detecção rápidas e específicas para esta linhagem de *E. coli*. A magnitude do problema descrito no estudo de caso no início do capítulo deixa claro que estes métodos analíticos são essenciais.

Embora setor de abastecimento de água ainda não utilize os métodos moleculares para a detecção de patógenos, muitas pesquisas são realizadas com a finalidade de disponibilizar estes testes de forma mais ampla no futuro. As técnicas moleculares utilizam o sequenciamento do DNA de genes para identificar as espécies de organismos presentes em um meio. Nestes métodos, centenas de milhares de fitas de DNA complementar (cDNA*) com sequências conhecidas são dispostas em uma lâmina de microscópio. O RNA é extraído da bactéria isolada da amostra de água e rotulado com um marcador fluorescente. O RNA se liga ao cDNA, formando uma mancha visível no espectro de bandas, o que permite identificar o microrganismo.

As características radioativas

Os radionuclídeos entram na água a partir de fontes naturais ou antropogênicas. Estes compostos são encontrados na água da chuva, nos escoamentos superficiais, nas rochas hidratadas e no solo. Concentrações elevadas de radionuclídeos, sobretudo de urânio, ocorrem naturalmente nas águas subterrâneas nas regiões montanhosas no oeste de Nova Jérsei, nas montanhas de Hudson (no estado de Nova York) e na área de Reading Prong (na Pensilvânia). O monitoramento e a análise de água potável para detectar-se a presença de radionuclídeos é uma medida importante em locais onde ocorrem testes nucleares e nas operações de mineração e processamento de materiais radioativos. Medidas do gênero são essenciais com relação ao uso de radionuclídeos na medicina e em pesquisas científicas.

A energia emitida por um material radioativo pode causar danos ou matar as células, o que explica porque a radioatividade representa um risco à saúde. A exposição a esses materiais tem efeitos agudos na saúde humana, como as lesões nos rins, por exemplo. Os danos renais também resultam da exposição crônica prolongada a estes compostos. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos classifica todos os radionuclídeos como carcinógenos humanos confirmados. Esta premissa norteia muitas regulamentações sobre a água potável.

Os padrões de qualidade da água nos Estados Unidos

Até 1974 não havia um conjunto consistente de regulamentações para o tratamento de água potável nos Estados Unidos. Porém, naquele ano o Congresso norte-americano aprovou a Lei

*DNA sintetizado por transcrição reversa do RNA mediante uma reação catalisada pela enzima transcriptase reversa.

da Segurança da Água Potável, que determinava que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos definisse padrões para a produção de água potável aplicáveis em todo o território daquele país. Os departamentos de saúde pública estaduais foram incumbidos de garantir que as regulamentações nacionais, ou padrões mais rígidos em nível estadual, fossem atendidos.

Com a promulgação da lei, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos criou uma lista de padrões para a água potável, entre os quais o **nível máximo de contaminante** (NMC). O NMC estipula a quantidade máxima aceitável de determinada substância na água tratada. Hoje, a lista inclui os valores de NMC para mais de 100 compostos.* Estes limites são determinados com base na avaliação dos riscos de câncer e de não câncer associados à exposição a um composto presente na água potável. A agência define o NMC de um carcinógeno com base no risco adicional de câncer associado à exposição à substância ao longo da vida. Este risco é da ordem de 1:10.000 a 1:1.000.000. Para contaminantes de caráter microbiológico (como a *Giardia lamblia*, por exemplo) e contaminantes que representem um risco imediato, os padrões são definidos com base na proteção à saúde humana.

Após a aprovação desta lei, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos promulgou dois tipos de critérios para a água potável. O primeiro, já descrito, é o conjunto de padrões primários concebidos para proteger a saúde humana. É no contexto deste conjunto de padrões que se insere o conceito de NMC. O segundo conjunto inclui os padrões secundários de qualidade da água potável. Ele é baseado nas características estéticas do recurso. Os níveis máximos de contaminantes secundários (NMCS) são classificados como recomendações e, como tais, não são compulsórios.

Em 1996 o presidente Clinton assinou as emendas à Lei da Segurança da Água Potável, as quais exigiam que as concessionárias de abastecimento disponibilizassem informações mais completas sobre a qualidade da água a seus consumidores. As novas regulamentações exigem a elaboração de relatórios sobre o nível de confiança do consumidor, a especificação da origem da água potável consumida, o monitoramento de resultados de análises e a disponibilização de informações sobre riscos à saúde pública associados às violações da Lei da Segurança da Água Potável. As emendas também promovem o envolvimento do poder público e enfatizam a proteção aos mananciais com foco na caracterização das possíveis causas de contaminação antes de os problemas ocorrerem. As leis federais nos Estados Unidos também exigem a certificação dos operadores das estações de tratamento de água potável.

Uma das regulamentações mais recentes em vigor nos Estados Unidos é o Estatuto das Águas Subterrâneas. Publicado em novembro de 2006, o estatuto foi concebido para proteger estoques contra a contaminação com patógenos bacterianos, especialmente os encontrados em fezes. O estatuto também se aplica a qualquer sistema em que ocorre a mistura de águas subterrâneas e superficiais, quando aquelas são captadas diretamente pelo sistema de abastecimento e entregues aos consumidores, sem tratamento prévio. A incidência de doenças em Walkerton, Ontário, justifica a importância do estatuto. A Tabela 10-1 apresenta uma lista das legislações norte-americanas mais importantes relativas à água potável.

Alguns contaminantes não foram contemplados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos no desenvolvimento de um valor de NMC. Estas substâncias são caracterizadas com base no critério “tecnologia de tratamento” (TT). As técnicas de tratamento são processos específicos utilizados no tratamento da água, como a coagulação, a filtração, o abrandamento e a troca iônica. Estes processos serão discutidos nas próximas seções deste capítulo. A agência recomenda que a água destinada ao consumo humano seja completamente livre de contaminantes como o chumbo, o benzeno, o tetracloreto de carbono, o tricloroetileno, o cloro de vinila e as dioxinas. Os padrões de desinfecção são discutidos em detalhe na Seção 10-6.

Conforme determina a Lei da Segurança da Água Potável, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos tem a obrigação de identificar e preparar uma lista de contaminantes em potencial não contemplados nas regulamentações vigentes. A Lista de Candidatos a Contaminantes é revisada periodicamente pela agência, que decide se regulamenta ou não os limites aceitáveis para estas substâncias segundo um procedimento denominado Determinação

*Uma lista completa de contaminantes primários e secundários da água potável e respectivos valores de NMC está disponível no website da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (<http://www.epa.gov/safewater/contamination/index.html>).

TABELA 10-1 Resumo das principais regulamentações sobre a água potável nos Estados Unidos

Regulamentação	Finalidade	Contaminantes contemplados
Código dos Coliformes totais (TCR) (54 FR 27554-27568, 29/6/1989, vol. 54, no. 124)	Reduzir o número de patógenos fecais a níveis mínimos com o controle das bactérias desta família	Coliformes fecais <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)
Código de Tratamento de Águas Superficiais (SWTR) (40 CFR 141.70-141.75)	Controlar os contaminantes microbianos	Vírus <i>Giardia lamblia</i> Turbidez no efluente filtrado
SWTR – LT 1 (67 FR 1812, 14/1/2002, vol. 67, no. 9)	Controlar <i>Cryptosporidium</i>	<i>Cryptosporidium</i> sp.
SWTR – LT 2 (71 FR 674, 5/1/2006, vol. 71, no. 3)	Proteger os sistemas de abastecimento sujeitos a riscos elevados devido aos níveis de <i>Cryptosporidium</i>	<i>Cryptosporidium</i> sp. <i>E. coli</i> Turbidez da água no manancial
Código de Desinfecção e para os Subprodutos da Desinfecção – Estágio 1 (D/DBP1) (63 FR 69390-69476, 16/12/1998, vol. 63, no. 241)	Reduzir a exposição aos subprodutos da desinfecção	Trihalometanos totais Cinco ácidos haloacéticos Bromatos, cloritos, cloro, cloraminas e dióxido de cloro
Código de Desinfecção e para os Subprodutos da Desinfecção – Estágio 2 (71 FR 388, 4/1/2006, vol. 71, no. 2)	Reduzir a exposição aos subprodutos da desinfecção	Trihalometanos totais Cinco ácidos haloacéticos
Código do Chumbo e do Cobre (LCR) (56 FR 26460-26564, 7/6/1991, última revisão em janeiro de 2000)	Minimizar o risco à saúde pública causado pela exposição ao chumbo e ao cloro na água potável	Corrosividade da água Chumbo Cobre
Código dos Radionuclídeos (66 FR 76708, 7/12/2000, vol. 65, no. 236)	Reduzir a exposição aos radionuclídeos presentes na água potável	Rádio-226 e rádio-228 combinados Partículas alfa grosseiras Partículas beta Fotoatividade Urânio
Código das Águas Subterrâneas (GWR) (40 CFR 9, 141, 142, 8/11/2006, vol. 71, no. 216)	Proteger contra patógenos microbianos presentes nos sistemas de abastecimento que captam águas subterrâneas	<i>E. coli</i> Vírus
Código da Coleta de Informações (ICR) (40 CFR 141.142 e 141.143, 14/5/1996)	Coletar dados sobre a presença de patógenos nos estoques de água potável (lagos, reservatórios, etc.), analisar a quantidade de desinfetantes e a presença de subprodutos da desinfecção na água potável tratada, e avaliar a efetividade de algumas tecnologias de tratamento	Coliformes totais Coliformes fecais <i>E. coli</i> Concentrações de desinfetantes Trihalometanos totais Cinco ácidos haloacéticos Bromatos, cloritos, cloro, cloraminas e dióxido de cloro
Código do Arsênico, dos Esclarecimentos sobre a Observação de Níveis, e de Novos Mananciais (66 FR 6976, 22/1/2001)	Proteger a saúde humana reduzindo as concentrações permitidas de arsênico na água potável e esclarecer como a observação dos níveis é demonstrada para vários contaminantes orgânicos e inorgânicos na água potável	Arsênico Contaminantes inorgânicos Contaminantes orgânicos voláteis (COVs) Contaminantes orgânicos sintéticos (COSs)
Código de Monitoramento de Contaminantes Não Regulamentados (UCMR/3) (77 FR 26072, 6/5/2012)	Coletar dados sobre a presença de 30 contaminantes nos estoques de água potável	Sete contaminantes orgânicos voláteis, um contaminante orgânico sintético, seis compostos perfluorados, sete hormônios, dois vírus

Regulamentadora. As Determinações Regulamentadoras são baseadas (1) na toxicidade dos contaminantes em potencial e (2) no número de locais em que estes são, ou podem ser, encontrados. Atenção especial é dada aos sistemas de abastecimento de água potável, onde tais compostos podem ocorrer em níveis preocupantes no contexto da saúde pública. As informações obtidas sobre os contaminantes não regulamentados são publicadas no Código para o Monitoramento de Contaminantes Não Regulamentados. A terceira edição do código foi assinada pela presidente da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, Lisa P. Jackson, em 16/4/2012, e exige o monitoramento de ao menos 30 prováveis contaminantes no período 2013-2015.

Os outros padrões. Embora a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos tenha definido os níveis máximos de contaminantes em águas potáveis, os estados têm a liberdade de estabelecerem valores mais rígidos. Além disso, agências como a *American Water Works Association* (AWWA) ou a Organização Mundial da Saúde desenvolvem parâmetros e metas próprios (WHO, 2006). Na Europa estes padrões são definidos pela União Europeia (EU, 1998).

O projeto dos sistemas de tratamento de água segue critérios definidos no relatório denominado *Ten State Standard*. Em 1950 as autoridades dos setores de abastecimento de água e de saúde da região dos Grandes Lagos e do Alto Mississippi formaram um comitê composto por um representante de cada estado da região. A primeira edição do relatório foi publicada em 1953. O documento é revisado periodicamente, e a última revisão ocorreu em 2007. Relatórios como este incluem orientações sobre o projeto e a operação de sistemas de tratamento de água e a proteção dos mananciais. Também abordam padrões temporários para novos processos de tratamento e padrões recomendados como guia no projeto destes sistemas.

A classificação da água e os sistemas de tratamento

Os sistemas de classificação da água com base na origem. Embora a água salgada seja utilizada como manancial de água potável em alguns casos raros (como nas regiões desérticas do Golfo Pérsico, por exemplo), a água doce é o recurso hídrico mais consumido no planeta. Por essa razão, o restante deste capítulo é dedicado ao estudo dos mananciais de água doce. O melhor critério de classificação da água doce é a fonte. Como vimos nos Capítulos 7 e 9, a quantidade e a qualidade da água dependem do tipo de formação geológica do aquífero e das propriedades do contaminante. Os poços utilizados na captação de água potável podem ser rasos (com menos de 15 m) ou profundos (quando se estendem a mais de 15 m de profundidade). Em linhas gerais, quanto mais profundo for o poço, maior será o nível de proteção contra a contaminação. Todavia, os poços profundos fornecem proteção apenas quando são projetados corretamente e operados com foco na prevenção à contaminação pela água superficial. As águas superficiais incluem os rios, os lagos e os reservatórios. Na maioria das vezes, as águas superficiais e subterrâneas podem ser caracterizadas segundo os critérios dados na Tabela 10-2.

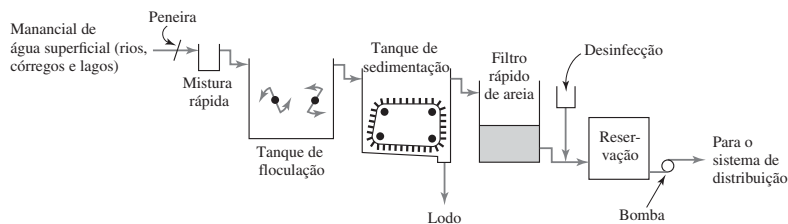
Os sistemas de tratamento. Grande parte das instalações do tratamento de água nos países desenvolvidos são (1) estações de ciclo completo, (2) unidades de abrandamento e (3) unidades de tratamento por simples desinfecção. As estações de ciclo completo (Figura 10-2) são comumente utilizadas para tratar águas superficiais e remover a cor, a turbidez, o gosto, o odor e as bactérias

TABELA 10-2 Características gerais de águas subterrâneas e superficiais

Subterrâneas	Superficiais
Composição constante	Composição variável
Teor elevado de minerais	Teor reduzido de minerais
Baixa turbidez	Turbidez elevada
Cor ausente ou pouco intensa	Cor perceptível
Possível ausência de microrganismos	Presença de microrganismos
Ausência de oxigênio dissolvido	Presença de oxigênio dissolvido
Dureza elevada	Dureza reduzida
H ₂ S, Fe, Mn	Sabor e odor
Possível toxicidade química	Possível toxicidade química

FIGURA 10-2

Fluxograma de uma estação de tratamento de águas superficiais típica (estação de ciclo completo).

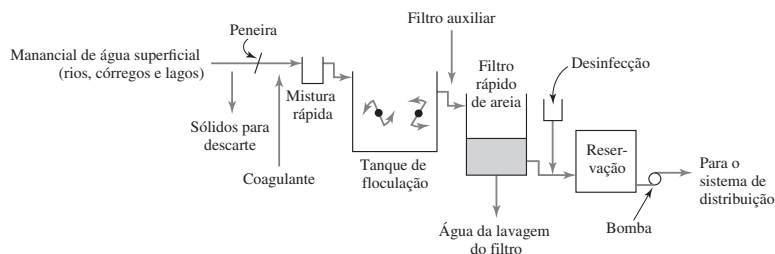


da água. Um processo inicial de coagulação e etapas posteriores de flocculação, de sedimentação, de filtração e, por último, de desinfecção são muito utilizados. Contudo, as águas superficiais de qualidade maior (isto é, com baixa turbidez e sem cor) podem ser tratadas com uma filtração direta, omitindo-se a sedimentação, como mostra a Figura 10-3. As unidades de abrandamento (Figura 10-4) são empregadas no tratamento de águas subterrâneas com valores elevados de dureza (causada sobretudo pelos íons cálcio e magnésio). Em muitos casos esta etapa envolve a adição de um composto químico adequado e a reação dele com o meio, seguidas da sedimentação, da **recarbonatação** (para reduzir o pH), da filtração e da desinfecção da água. As estações de tratamento por simples desinfecção normalmente são usadas para desinfetar águas de qualidade elevada, como as águas subterrâneas protegidas da influência de águas de superfície, isto é, com baixo risco de apresentar patógenos. Logo, um tratamento simples talvez baste nesses casos. Por exemplo, a estação de tratamento de água da Universidade do Estado de Michigan utiliza água subterrânea. O tratamento consiste no bombeamento, na desinfecção e no controle da corrosão.

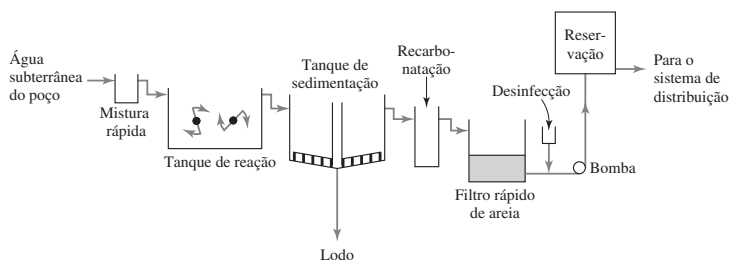
Como mostra a Figura 10-2, a água bruta superficial é retirada de um rio, lago ou reservatório por bombas de captação e enviada à unidade de tratamento de ciclo completo. Uma peneira retém materiais grosseiros, como restos vegetais e peixes. Durante a mistura rápida, são adicionados e dispersados rapidamente compostos químicos **coagulantes**. No **tanque de flocculação**, os compostos químicos reagem com as partículas coloidais na água, formando partículas maiores que precipitam pela ação da gravidade no **tanque de sedimentação**. A água clarificada obtida é distribuída em filtros rápidos de areia para remover-se a turbidez residual. Após, a **desinfecção** reduz o número de organismos patogênicos a níveis seguros. Esta etapa prevê a adição de compostos químicos específicos (o cloro, as cloraminas ou o ozônio) ou a irradiação com luz ultravioleta.

FIGURA 10-3

Fluxograma de uma estação de filtração direta.

**FIGURA 10-4**

Fluxograma de uma unidade de abrandamento.



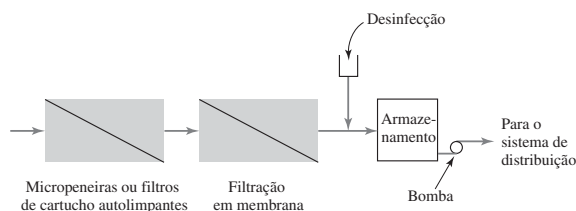


FIGURA 10-5 Fluxograma de uma unidade de microfiltração em membrana.

A **fluoretação** é a adição de flúor para fortalecer o esmalte dos dentes e reduzir o número de cáries, especialmente em crianças, e pode ser adotada como parte do processo. O mesmo ocorre com o **controle da corrosão**, o qual impede a corrosão da tubulação do sistema de distribuição.

Os compostos químicos e partículas removidos por precipitação nos tanques de sedimentação formam um lodo que acumula no fundo do equipamento. O lodo contém cerca de 94 a 98% de água, e precisa ser tratado antes do descarte. A água de lavagem do filtro arrasta material particulado e bactérias, além de compostos químicos precipitados. Ela também precisa ser tratada antes de ser despejada.

Em alguns casos a água exige tratamento adicional. Por exemplo, muitas águas subterrâneas contêm níveis muito altos de ferro, manganês e sulfeto de hidrogênio, os quais precisam ser reduzidos. Em casos como esses uma etapa de pré-tratamento pode ser útil para oxidar o ferro e o manganês reduzidos e remover o sulfeto de hidrogênio. Colunas de recheio ou de pratos realizam a aeração da água, removendo o sulfeto de hidrogênio a níveis aceitáveis e oxidando o ferro e o manganês. Se a dureza da água for alta, um agente abrandador deve ser usado após a aeração.

A filtração em membrana ganhou espaço nas estações de tratamento de água nos Estados Unidos na última década. A Figura 10-5 mostra uma unidade de microfiltração usada na purificação de águas superficiais. Peneiras retêm materiais grosseiros antes de a água ser bombeada para o equipamento de microfiltração. Estas unidades de tratamento reduzem a turbidez e as contagens de *Giardia*, de *Cryptosporidium* e de vírus a níveis muito baixos. Uma etapa de coagulação/sedimentação é realizada antes da filtração em membrana em algumas situações.

As duas seções abaixo discutem a química da coagulação e do abrandamento, respectivamente. As seções seguintes descrevem os outros processos no tratamento da água para consumo humano.

10-2 A MISTURA RÁPIDA, A FLOCULAÇÃO E A COAGULAÇÃO

A coagulação é utilizada para remover a turbidez, a cor e as bactérias da água potável. O objetivo é alterar a carga superficial das partículas, para que possam aderir umas às outras, formando aglomerados volumosos que precipitam por gravidade. Embora os químicos utilizem o termo *coagulação* em alusão a esta alteração na carga superficial e ao processo de aglutinação que se segue, os engenheiros ambientais recorrem a ele para descrever a remoção das partículas maiores e os íons dissolvidos, sedimentação ou precipitação. Neste capítulo, o termo *coagulação* é utilizado para descrever a remoção de material particulado, enquanto o termo *abrandamento* define a retirada de íons de dureza dissolvidos (sobretudo o cálcio e o magnésio).

A estabilidade e a desestabilização dos coloides

As partículas coloidais têm cargas superficiais equivalentes e, portanto, repelem umas às outras, o que explica a estabilidade que apresentam em águas naturais. A maioria das partículas coloidais nessas águas são oriundas da argila e têm carga superficial negativa. Estas partículas podem se comportar como ímãs, isto é, quando dois polos iguais de duas partículas se aproximam, estas tendem a se repelir. O objetivo da coagulação é garantir que as partículas entrem em contato uma com a outra, aglutinando-se e formando unidades maiores, chamadas de **flocos**.

A física da coagulação

Quatro mecanismos desestabilizam as partículas coloidais em suspensão em águas naturais:

- A adsorção e a neutralização de cargas
- A compressão da dupla camada elétrica
- A adsorção e a formação de pontes entre partículas
- A varredura de cargas em um precipitado

Uma partícula coloidal carregada atrai íons com carga oposta para equilibrar a sua própria carga elétrica. Como mostra a Figura 10-6, uma partícula com carga negativa adsorve uma camada de cátions em sua superfície, denominada camada de Stern. Após a camada de Stern, cátions ligados menos intensamente formam a camada de Gouy-Chapman, também chamada de camada difusa. A dupla camada elétrica (formada pelas camadas de Stern e de Gouy-Chapman) tem carga líquida positiva, comparada à carga da solução em que as partículas se encontram. As forças de van der Waals, forças de atração de curto alcance, permitem que as partículas coloidais se aproximem, unindo-se umas às outras. Contudo, esta aproximação é contrabalançada por forças de repulsão, quando a interação dos íons presentes nas duplas camadas das partículas impede que estas se unam. Estas forças de repulsão ficam mais intensas à medida que diminui a distância entre as partículas. Para vencer essas forças e promover a união, é preciso reduzir a carga superficial das partículas. A maior parte das partículas coloidais presentes em águas naturais têm carga negativa. Logo, a adição de cátions à água induz a neutralização da carga superficial. Cátions trivalentes são intensamente adsorvidos às partículas com carga negativa. Logo, comparados aos cátions bi- ou monovalentes, os cátions trivalentes são coagulantes muito eficientes (Figura 10-7a). Quanto maior for a concentração do cátion em solução, mais efetiva será a neutralização da carga superficial e, portanto, menor será a turbidez.

A espessura da dupla camada eletrônica diminui com o aumento da força iônica. Por essa razão, as partículas presentes em uma solução com força iônica alta têm boas chances de coagular. Nesses casos, a espessura da dupla camada diminui a ponto de as partículas se aproximarem o bastante e de as forças de van der Waals entrarem em ação, fazendo com que aquelas se unam.

Polímeros catiônicos e sais metálicos hidrolisados e pré-hidrolisados têm carga positiva. Portanto, atuam na desestabilização das partículas mediante a neutralização das cargas.

Alguns sítios na cadeia de determinados polímeros, como o dodecil-amônio (Figura 10-7), são adsorvidos na superfície das partículas. O fenômeno resulta de interações coulômbicas, interações dipolo-dipolo, pontes de hidrogênio e/ou forças de van der Waals. Outros sítios na cadeia polimérica se prolongam na solução e adsorvem na superfície de outras partículas, criando uma

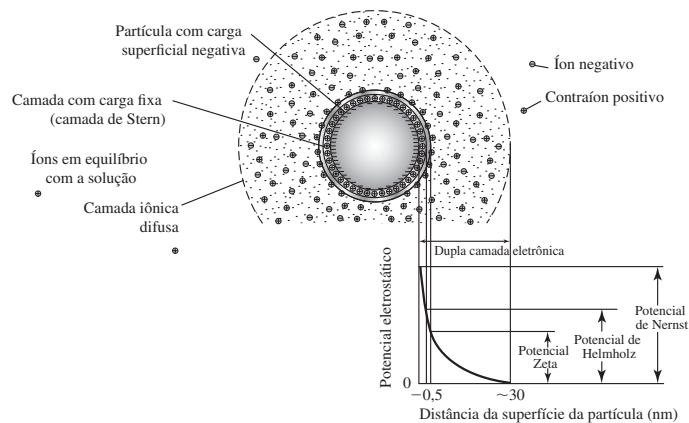


FIGURA 10-6 Carga superficial em uma partícula na água.

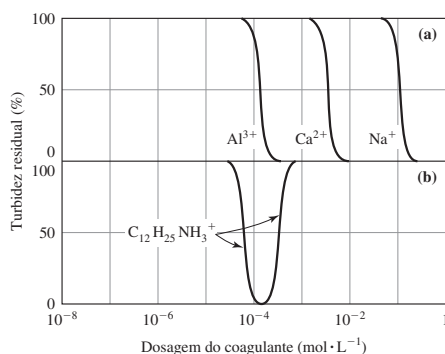


FIGURA 10-7 Curva de coagulação de diversos coagulantes.

“ponte” entre estas. As partículas volumosas são removidas por precipitação. Como mostra a Figura 10-7b, a adição de íons de dodecil-amônio, cuja carga é 1, exerce efeito muito maior na turbidez do que a adição de íons sódio. Isto ocorre porque a cadeia longa do grupo C₁₂ se liga à partícula, tornando-a hidrofóbica. Logo, ela tem mais chances de interagir com partículas que também tenham uma região hidrofóbica. Contudo, se o dodecil-amônio for adicionado em excesso, a turbidez aumenta, porque o excedente de íons é adsorvido na superfície da partícula, gerando uma carga líquida positiva e fazendo com que as partículas coloidais voltem a se repelir. Este processo é chamado de **reestabilização**.

Quando as doses do coagulante ultrapassam a solubilidade do composto, formam-se sais insolúveis. Estes precipitam, aprisionando as partículas coloidais e formando os flocos de varredura. A coagulação com base na formação de flocos de varredura é uma etapa necessária no tratamento de águas com baixa turbidez.

Os coagulantes

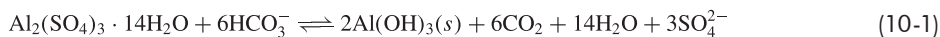
Como vimos, um coagulante é um composto químico adicionado à água para fazer com que as partículas suspensas coagulem. Um coagulante tem três propriedades básicas:

1. A presença de um cátion covalente. Sabemos que a maioria dos coloides na natureza têm carga negativa. Por esta razão, são necessários cátions para se alcançar a neutralidade eletrônica. Como mostra a Figura 10-7a, os cátions trivalentes são muito mais eficientes do que os mono- e bivalentes, como o sódio e o cálcio.
2. O caráter atóxico. Por motivos óbvios, um coagulante não pode exercer efeito tóxico na água tratada.
3. A insolubilidade em pHs neutros. Concentrações elevadas de coagulante na água tratada não são aceitáveis. Logo, este composto precisa ser insolúvel nos valores de pH desejados.

Os dois coagulantes metálicos mais comuns são o alumínio (Al³⁺) e o ferro (na forma do íon férrico, Fe³⁺). Ambos atendem aos requisitos listados. As reações envolvidas na aplicação destes íons são detalhadas abaixo.

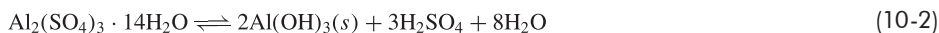
O sulfato de alumínio. O sulfato de alumínio está disponível no mercado nas formas desidratada e líquida, quando recebe o nome de sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃ · 14H₂O). O composto comercializado tem peso molecular médio igual a 594, com aproximadamente 14 moléculas de água no estado hidratado.

O sulfato de alumínio reage com a alcalinidade do meio segundo a reação:



Cada mol de sulfato de alumínio consome seis moles de alcalinidade e produz seis moles de dióxido de carbono. A reação anterior é deslocada para o equilíbrio do carbonato e a redução do pH.

Contudo, desde que a alcalinidade presente no meio seja alta o bastante e o $\text{CO}_2(\text{g})$ seja liberado, o pH não cai muito. Quando não há alcalinidade no meio para neutralizar a produção de ácido sulfúrico, o pH pode cair de forma significativa, devido à presença do H_2SO_4 .



Se o controle do pH representar um problema, a adição de cal ou de carbonato de sódio neutraliza o ácido e estabiliza o pH.

O pH e a dose são dois fatores muito importantes na coagulação. A dose ótima e o pH precisam ser determinados em laboratório. A faixa ideal de pH para a adição do sulfato de alumínio é 5,5–5,6. Porém, em certas condições, a coagulação pode ocorrer em pH entre 5 e 8.

EXEMPLO 10-1

Uma estação de tratamento de água com vazão média $Q = 0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ utiliza o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) na dose de $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A coagulação com sulfato de alumínio remove material particulado, reduz a concentração de matéria orgânica e diminui a alcalinidade, segundo a Equação 10-1. Se a concentração da matéria orgânica na água cai de $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, calcule a massa total de alcalinidade consumida e a massa total de sólidos secos removidos diariamente.

Solução Primeiro, precisamos determinar a quantidade de alcalinidade consumida. Segundo a Equação 10-1, cada mol de sulfato de alumínio adicionado consome seis moles de alcalinidade (na forma de bicarbonato). É necessário converter a dose de sulfato de alumínio em unidades molares, utilizando-se o peso molecular da substância, $594,35 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$:

$$\frac{(25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(10^{-3} \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1})}{594,35 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} = 4,206 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de sulfato de alumínio}$$

Logo, a quantidade de HCO_3^- consumida equivale a seis vezes a concentração molar de sulfato de alumínio adicionada:

$$(6)(4,206 \times 10^{-5}) = 0,000252 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{HCO}_3^-, \text{ ou } 2,52 \times 10^{-4} \text{ eq} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de alcalinidade}$$

Para encontrarmos a alcalinidade total removida a cada dia, basta multiplicarmos o número acima pela vazão média da estação de tratamento:

$$(0,000252 \text{ eq} \cdot \text{L}^{-1})(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) = 959,4 \text{ eq} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Convertendo o valor obtido em base massa e utilizando o peso equivalente do bicarbonato ($61 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$), temos:

$$959,4 \text{ eq} \cdot \text{dia}^{-1} \times 61 \text{ g} \cdot \text{eq}^{-1} = 58.526 \text{ g} \cdot \text{dia}^{-1}, \text{ ou } 58,5 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A solução da segunda parte do problema se baseia no fato de que, para cada mol de sulfato de alumínio adicionado, dois moles de precipitado sólido são formados. Portanto, a quantidade de sólido formada é:

$$\left(\frac{2 \text{ mol } \text{Al}(\text{OH})_3}{\text{mol de sulfato de alumínio}} \right) (4,206 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de sulfato de alumínio}) = 8,41 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{Al}(\text{OH})_3$$

É necessário expressar este número em base diária:

$$(8,41 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) = 319,8 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Convertemos o valor em base massa utilizando o peso molecular do hidróxido de alumínio ($78 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$) e obtemos:

$$319,8 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1} \times 78 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1} = 24.944 \text{ g} \cdot \text{dia}^{-1}, \text{ ou } 24,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Os sólidos totais removidos incluem o material orgânico sedimentado. Os níveis de matéria orgânica no influente e no efluente são $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Logo, a matéria orgânica total

removida é $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. (Observe que a unidade miligrama por litro de matéria orgânica é uma aproximação muito grosseira, e que a medida mais comumente empregada para expressar a concentração de substâncias difíceis de aferir é a turbidez). Para determinar o total de matéria orgânica precipitada por dia, basta multiplicar esse número pela vazão da estação.

$$5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \times 0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1} = 19.008.000 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

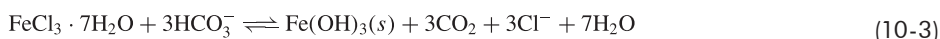
ou

$$19,0 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Portanto, somando-se as vazões mássicas do hidróxido de alumínio e do lodo de matéria orgânica precipitada, a quantidade total de sólidos removidos por dia é:

$$42,2 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} + 19,0 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} = 61,2 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

O ferro. Os cátions férricos são adicionados na forma de sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ou cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). As propriedades do ferro com relação à eficiência da coagulação, às doses utilizadas e às curvas de pH são semelhantes às do sulfato de alumínio. Um exemplo de reação do FeCl_3 na presença de alcalinidade é:



Na ausência de alcalinidade, a reação é:



Se a alcalinidade não for suficiente, cada mol de cloreto férrico adicionado libera três moles de prótons (H^+). A liberação de prótons reduz o pH. Todavia, os sais férricos formados requerem uma faixa de pH maior para que a coagulação seja efetiva, comparados a alumínio, que precisam de valores de pH entre 4 e 9.

Os auxiliares de coagulação. Os três tipos básicos de auxiliares de coagulação são a sílica ativada, a argila e os polímeros.

A sílica ativada é um silicato de sódio que foi ativado com ácido sulfúrico, sulfato de alumínio, dióxido de carbono, ou cloro. A adição de sílica ativada à água produz um sistema sol estável (isto é, partículas coloidais sólidas dispersas em um líquido) com carga superficial negativa. A sílica ativada reage com o flóculo de hidróxido metálico com carga positiva, formando um flóculo maior e mais denso que precipita com mais rapidez e promove a neutralização de cargas no precipitado. Este processo é particularmente útil no tratamento de águas pouco turvas com coloração muito intensa, porque permite obter flocos mais densos. Porém, uma vez que a ativação da sílica requer equipamentos específicos e um controle operacional muito rígido, muitas estações de tratamento optam por não utilizá-la.

O mecanismo de atuação da argila é muito semelhante ao da sílica ativada. As argilas têm carga ligeiramente negativa e são capazes de aumentar a densidade do flóculo, melhorando a eficiência da precipitação. Também são úteis no tratamento de águas com turbidez elevada e coloração intensa.

Os polímeros aniônicos e não iônicos são os auxiliares de coagulação mais eficientes. Um polímero é uma cadeia de compostos de carbono com peso molecular alto e muitos sítios ativos. O dodecil-amônio (ver a Figura 10-7b) é um polímero catiônico. Os sítios ativos aderem aos flocos, fazendo com que se unam e produzam flocos maiores e mais resistentes, os quais precipitam com maior facilidade. O tipo, a dose e o sítio de adição do polímero utilizado no tratamento de água precisam ser determinados caso a caso, já que o método está sujeito a variações sazonais ou até diárias.

A mistura e a floculação

Vimos que as reações químicas envolvidas na coagulação e no abrandamento da água somente ocorrem na presença de compostos químicos adequados. Contudo, os dois fenômenos também exigem a realização de operações de natureza física específicas.

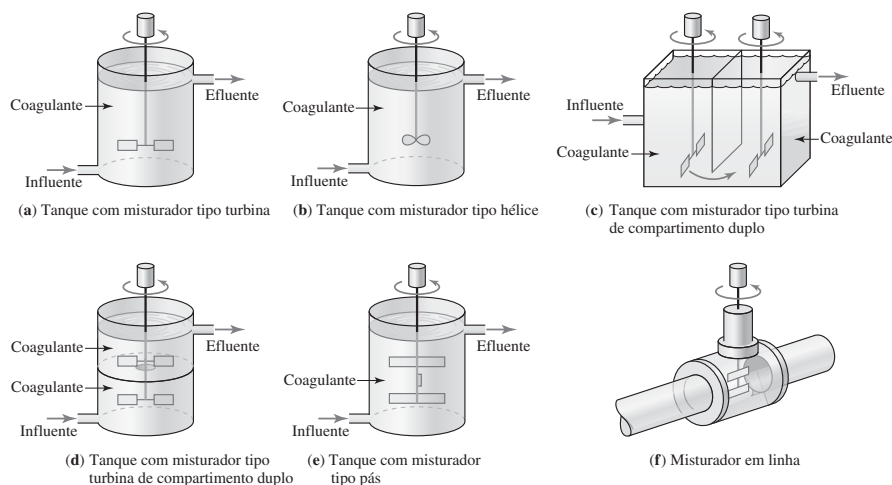


FIGURA 10-8 Equipamentos de mistura rápida.

A mistura, ou **mistura rápida**, como também é chamada, é o processo pelo qual os compostos químicos são veloz e uniformemente dispersados na água a ser tratada para o consumo humano. Em um cenário ideal, esta dispersão se dá de forma instantânea. Na coagulação e no abrandamento, as reações químicas ocorridas durante a mistura formam precipitados. Na coagulação, os compostos que precipitam são o hidróxido de alumínio ou o hidróxido de ferro. Já no abrandamento, as reações envolvidas produzem carbonato de cálcio ou hidróxido de magnésio. As partículas dos precipitados gerados precisam entrar em contato umas com as outras para que os flocos se formem. Este processo de contato é denominado **floculação**, e é realizado mediante agitação suave.

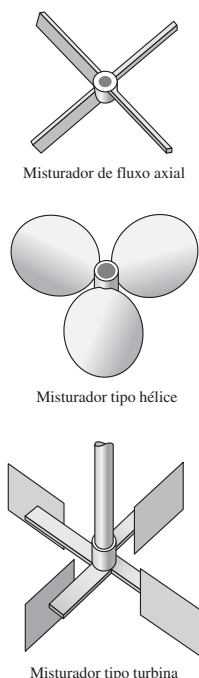


FIGURA 10-9
Os tipos básicos de misturador.

A mistura rápida. A mistura rápida é provavelmente a operação de natureza física mais importante em termos da eficiência da dose do coagulante. A reação química na coagulação é completada em menos de 0,1 s. Logo, é essencial que a mistura seja instantânea e o mais completa possível. A mistura rápida é realizada em tanques equipados com um eixo vertical equipado com um agitador vertical ou na própria tubulação de transporte da mistura, quando são utilizados misturadores específicos. Outros métodos de mistura rápida incluem a calha Parshall, os canais com chicanas, a mistura por ressalto hidráulico e a mistura a ar. Algumas configurações típicas de misturadores em tanque e em linha são ilustradas na Figura 10-8.

A dissolução de misturas de $\text{CaO}/\text{Ca}(\text{OH})_2$ exigem tempos de detenção da ordem de 5 a 10 minutos. Misturadores em linha não são utilizados para misturar reagentes de abrandamento.

O volume de um tanque de mistura rápida é calculado com a equação:

$$V = Qt_d \quad (10-5)$$

onde V = volume do reator

Q = vazão

t_d = tempo de detenção

O volume de um reator raramente ultrapassa 8 m^3 , por conta das limitações associadas ao equipamento de mistura e das restrições em termos de geometria. O equipamento de mistura é composto por um motor elétrico, um redutor de velocidade e um agitador tipo turbina ou hélice, mostrados na Figura 10-9. O agitador tipo hélice propicia um grau elevado de turbulência e é o preferido na mistura rápida.

Muitas regras práticas são empregadas no projeto de tanques de mistura rápida (para um exemplo, consulte Reynolds, 1982). Sabe-se que o valor de projeto da coluna de líquido deve ser 0,5 a 1,1 vez maior do que o diâmetro ou a largura do equipamento. O diâmetro da hélice agitadora precisa medir entre 0,30 e 0,50 vezes o diâmetro ou a largura do tanque, ao passo que o comprimento dos defletores verticais deve ser equivalente a aproximadamente 90% do diâmetro (ou da largura) do reator.

A floculação. Enquanto a mistura rápida tem como objetivo a dissolução do coagulante na água, a floculação propicia as condições necessárias para que as partículas atinjam o tamanho ótimo, precipitando de forma eficaz. Dito de outro modo, a floculação faz com que as partículas colidam, aderindo umas às outras. Com isso, elas atingem o tamanho ideal e iniciam o seu percurso até o fundo do tanque. A mistura precisa ser intensa o bastante para que as partículas tenham a energia necessária para aderirem umas às outras no momento da colisão. Por outro lado, a mistura excessiva aumenta o risco de as partículas se romperem e, portanto, diminuam de tamanho. Nesses casos, as partículas rompidas são demasiadamente pequenas para que a precipitação ocorra com sucesso. A principal variável de projeto na floculação é o gradiente de velocidade, G , que descreve o grau de mistura. Quanto maior for o valor de G , mais vigorosa ela será. A aplicação do valor de G no projeto de estações de tratamento de água potável e de águas residuárias é detalhada em diversas obras de referência especializadas.

A floculação normalmente é realizada em um tanque equipado com um misturador tipo hélice (Figura 10-9), com um floculador tipo pás (Figura 10-10) ou em um tanque com chicanas (Figura 10-11). Porém, os misturadores de fluxo axial são os preferidos (Hudson, 1981) (Figura 10-9).

O clarificador de contato em fluxo ascendente. A mistura, a floculação e a clarificação podem ser realizados em um único tanque, como mostra a Figura 10-12. A água não tratada entra no tanque, onde recebe uma dose de compostos químicos. A mistura é realizada

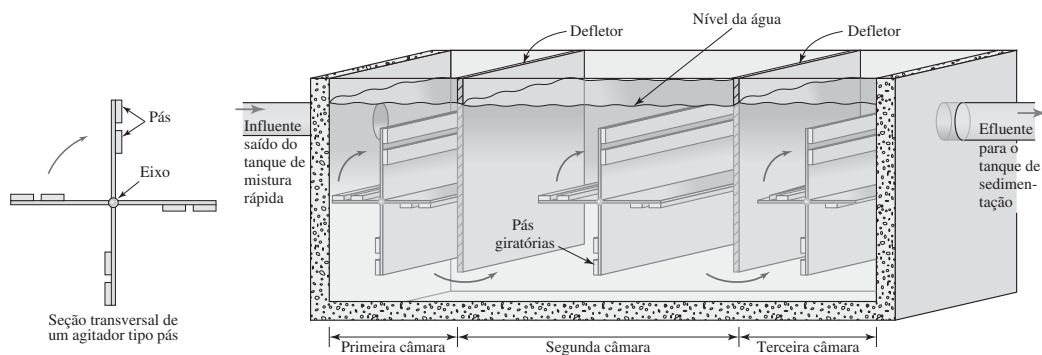


FIGURA 10-10 Floculador equipado com misturadores tipo pás.

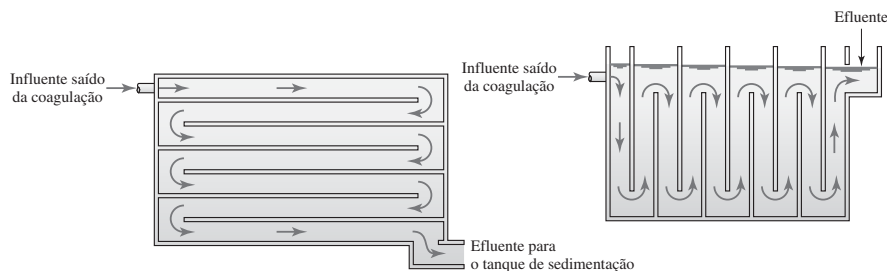


FIGURA 10-11 Floculador hidráulico.

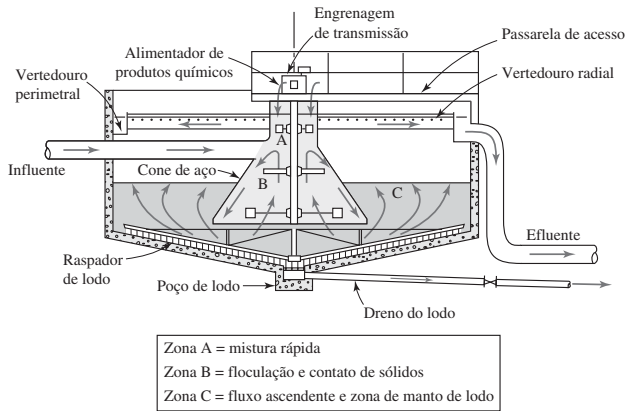


FIGURA 10-12 Unidade de contato de sólidos em fluxo ascendente.

em uma estrutura cônica interna concêntrica a uma estrutura externa. Os sólidos escoam sob o cone central, chamado de saia. À medida que a água flui para cima, os sólidos sedimentam, formando um manto de lodo. Este sistema é chamado de tanque de contato de sólidos em fluxo ascendente. Sua principal vantagem é o tamanho reduzido. Essas unidades são muito indicadas no tratamento de água cuja qualidade pode ser considerada constante. Por isso, o equipamento também é muito utilizado no abrandamento, porque as características das águas subterrâneas são relativamente constantes, e o manto de lodo oferece oportunidade adicional para conduzir as reações de precipitação ao término.

EXEMPLO 10-2

Uma estação de tratamento de água antiga será reativada em uma unidade de pesquisa sobre o tratamento da água. A vazão de entrada será $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Uma unidade de coagulação com ferro foi concebida para reduzir a turbidez. A unidade tem as seguintes especificações:

t_o de mistura rápida = 10 s Temperatura da água = 18°C

Calcule as dimensões do tanque de mistura rápida.

Solução O volume do tanque é definido pela Equação 10-5:

$$V = (Q)(t_o) = (0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(10 \text{ s}) = 0,44 \text{ m}^3$$

Uma vez que o volume é menor do que o valor máximo adotado como regra geral na prática, 8 m^3 , podemos usar o volume calculado. Contudo, para garantirmos o tratamento da água mesmo no caso de uma falha grave nos equipamentos, é necessário considerar a necessidade de paradas operacionais no sistema. Logo, precisamos de dois tanques. O volume calculado é relativamente baixo, o que permite utilizar dois tanques idênticos de $0,44 \text{ m}^3$ em alternância durante as operações.

Adotaremos uma relação profundidade:diâmetro (ou largura) de 0,75:

$$\text{Profundidade} = 0,75 \times \text{diâmetro}$$

Lembrando que o volume de um cilindro é dado pela fórmula:

$$\text{Volume} = \frac{\pi d^2}{4} \times \text{profundidade}$$

onde d = diâmetro.

Fazendo as substituições necessárias, obtemos:

$$\text{Volume} = \left(\frac{\pi d^2}{4} \right) (0,75d) = 0,44 \text{ m}^3$$

Resolvendo a equação, obtemos $d = 0,907 \text{ m}$.

Portanto, a área superficial do tanque (se o volume ficar próximo de $0,44 \text{ m}^3$) seria:

$$\text{Área superficial} = \frac{\pi d^2}{4} = \frac{\pi(0,907 \text{ m})^2}{4} = 0,646 \text{ m}^2, \text{ ou } 0,65 \text{ m}^2$$

A profundidade seria:

$$\text{Profundidade} = \frac{\text{volume}}{\text{área superficial}} = \frac{0,44 \text{ m}^3}{0,65 \text{ m}^2} = 0,68 \text{ m}$$

Estes cálculos apresentam um problema prático: é provável que não encontremos um tanque com estas dimensões. Por essa razão, vamos escolher um tanque com 1 m de diâmetro e 0,75 m de profundidade. É preciso checar, isto é, verificar se esta escolha pode prejudicar o processo e afetar a qualidade da água. Dito de outro modo, temos de nos certificar de que o tanque seja grande o bastante para conter o volume especificado de $0,44 \text{ m}^3$. O volume do tanque projetado é:

$$\text{Volume} = \frac{\pi d^2}{4} \times \text{profundidade} = \frac{\pi(1)^2}{4} \times 0,75 = 0,59 \text{ m}^3$$

Este volume é adequado. O tempo de detenção é:

$$\frac{0,59 \text{ m}^3}{0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 13,4 \text{ minutos}$$

Este tempo de detenção está dentro do intervalo sugerido.

10-3 O ABRANDAMENTO

A dureza

O termo *dureza* descreve a formação de crostas em pias e banheiras e de depósitos de incrustações brancas em cafeteiras, chaleiras e aquecedores. A dureza da água também se manifesta na dificuldade de os sabões dissolvidos formarem espuma. Estes fenômenos são atribuídos às reações do magnésio e do cálcio com o sabão. Por exemplo, a crosta formada em pias e banheiras obedece à reação:



Esta reação de complexação impede o sabão de interagir com a sujeira nas roupas. Além disso, o complexo cálcio-sabão forma precipitados indesejáveis. Outra desvantagem da dureza da água é o mau funcionamento de torneiras devido à formação de cristais de carbonato de cálcio no interior das válvulas e das tubulações.

Portanto, a **dureza** é definida como a soma de todos os cátions polivalentes na água (em unidades consistentes). A dureza total (DT) é expressa como:

$$\text{DT} = (\text{Ca}^{2+}) + (\text{Mg}^{2+}) + (\text{Fe}^{3+}) + (\text{Fe}^{2+}) + (\text{Ba}^{2+}) + (\text{Be}^{2+}) + \dots = \sum_i (X^{n+})_i \quad (10-7a)$$

onde $n \geq 2$ e a concentração de cada íon é expressa em miligramas por litro ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) de CaCO_3 ou miliequivalentes por litro ($\text{mEq} \cdot \text{L}^{-1}$). Os termos qualitativos utilizados para descrever a dureza são listados na Tabela 10-3. Uma vez que muitas pessoas desaprovam a água com dureza acima de $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , as concessionárias de abastecimento entendem que a remoção de parte da dureza da água, chamada de abrandamento, é uma medida necessária. Em muitos casos, a meta de dureza adotada está no intervalo entre 60 e $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CaCO}_3$.

TABELA 10-3 Classificação da água segundo os critérios de dureza definidos pela *Water Quality Association* dos Estados Unidos

Designação	Faixa de concentração (mg · L ⁻¹ de CaCO ₃)
Branda	<17,1
Ligeiramente dura	17,1–60
Moderadamente dura	60–120
Dura	120–180
Muito dura	>180

Embora todos os cátions polivalentes contribuam com a dureza, os principais determinantes da intensidade deste parâmetro são as concentrações de cálcio e de magnésio. Logo, nossa discussão se concentrará nestes minerais.

Os processos naturais pelos quais a água adquire dureza são representados na Figura 10-13. Quando a água da chuva atinge a superfície do solo, a respiração dos microrganismos eleva o teor de CO₂ na água. Como mostra a Equação 2-19, o CO₂ reage com a água para formar H₂CO₃. O calcário, que é composto pelas formas sólidas de CaCO₃ e de MgCO₃, reage com o ácido carbônico para formar bicarbonato de cálcio [Ca(HCO₃)₂] e bicarbonato de magnésio [Mg(HCO₃)₂]. Embora o CaCO₃ e o MgCO₃ sejam insolúveis em água, os bicarbonatos que formam apresentam solubilidade relativamente alta. A gipsita (CaSO₄) e o MgSO₄ também entram em solução, elevando a dureza da água.

De modo geral, o cálcio e o magnésio predominam na água. Por essa razão, a dureza total (DT) da água pode ser *estimada* considerando-se as concentrações dos dois elementos.

$$DT \cong Ca^{2+} + Mg^{2+} \tag{10-7b}$$

onde as concentrações de cada elemento são dadas em unidades consistentes (mg · L⁻¹ de CaCO₃ ou mEq · L⁻¹). A dureza total normalmente é dividida em dois componentes: (1) a dureza associada ao ânion HCO₃⁻ (chamada de dureza carbonatada, DC), e (2) a dureza associada a outros ânions (denominada dureza não carbonatada, DNC)*. Logo, a dureza da água pode ser definida como:

$$DT = DC + DNC \tag{10-8}$$

A **dureza carbonatada** é definida como dureza total, ou alcalinidade total (a que tenha o menor valor). A dureza carbonatada pode ser removida por aquecimento, já que a solubilidade dos carbonatos e bicarbonatos de cálcio e de magnésio [CaCO₃, MgCO₃, Ca(HCO₃)₂ e

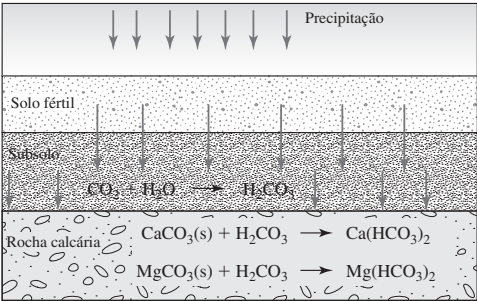


FIGURA 10-13 A aquisição de dureza por águas naturais.

*Observe que isto não significa que estas substâncias ocorrem na forma dissociada.

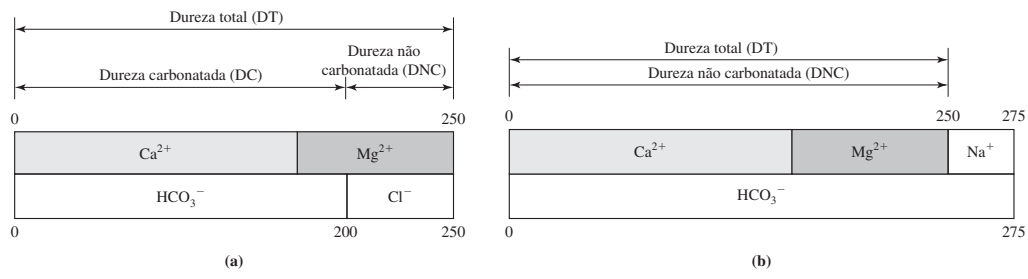


FIGURA 10-14 As relações entre dureza total, dureza carbonatada e dureza não carbonatada. O pH da água está entre 6,5 e 8,3.

$\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ diminui com o aumento da temperatura. Esta é a razão pela qual a dureza carbonatada também é chamada de **dureza temporária**, já que pode ser removida por aquecimento da água.

A **dureza não carbonatada** é definida como a dureza total além da alcalinidade.* Se a alcalinidade for igual ou maior do que a dureza total, então a dureza carbonatada é zero. Além disso, esta dureza responde pela parcela do cálcio e do magnésio (e de outros íons polivalentes) associados a íons diversos, como o sulfato, o nitrato e o cloreto (mas não ao bicarbonato e ao carbonato). A dureza não carbonatada recebe o nome de **dureza permanente**, porque não pode ser removida por aquecimento.

As relações entre as durezas total, carbonatada e não carbonatada são explicadas na Figura 10-14. Na Figura 10-14a, vemos que a dureza total é $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , a dureza carbonatada é igual à alcalinidade ($\text{HCO}_3^- = 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3), e a dureza não carbonatada corresponde à diferença entre a dureza total e a dureza carbonatada ($\text{DNC} = \text{DT} - \text{DC} = 250 - 200 = 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3). A Figura 10-14b mostra que a dureza total é $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Porém, uma vez que a alcalinidade (HCO_3^-) é maior do que a dureza total, e sabendo-se que a dureza carbonatada não pode ser maior do que esta (Equação 10-8), a dureza carbonatada é igual à dureza total, isto é, $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Logo, toda a dureza é carbonatada e a dureza não carbonatada é zero. Observe que nos dois casos a hipótese é de que o pH está entre 6,5 e 8,3, já que o HCO_3^- é a única forma de alcalinidade presente.

EXEMPLO 10-3

Uma amostra de água tem pH 7,2 e as concentrações de íons informadas na tabela abaixo. Calcule a dureza total, a dureza carbonatada, a alcalinidade e os sólidos totais dissolvidos.

Íon	Concentração (como íon)	Íon	Concentração (como íon)
Ca^{2+}	$40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	HCO_3^-	$110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Mg^{2+}	$10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	SO_4^{2-}	$67,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Na^+	$11,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	Cl^-	$11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
K^+	$7,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$		

*Quando o pH está entre 6,5 e 8,3, o HCO_3^- é a forma dominante da alcalinidade e a alcalinidade total pode ser estimada como a concentração do HCO_3^- .

Íon	Concentração (mg · L ⁻¹)	Peso molecular (mg · mmol ⁻¹)	n	Peso equivalente (mg · mEq ⁻¹)	Concentração (mEq · L ⁻¹)	Concentração (mg · L ⁻¹ de CaCO ₃)
Ca ²⁺	40,0	40,1				
Mg ²⁺	10,0	24,3				
Na ⁺	11,8	23,0				
K ⁺	7,0	39,1				
HCO ₃ ⁻	110,0	61,0				
SO ₄ ²⁻	67,2	96,1				
Cl ⁻	11,0	35,5				

Solução Primeiro, preparamos uma tabela como a mostrada abaixo.
Após, determinamos o valor de *n* para cada íon. Na maioria dos casos, *n* é o número de oxidação do elemento.* Dividimos o peso molecular pelo número de equivalentes por mol, *n*, para calcular o peso equivalente de cada íon. Por exemplo, o peso molecular do cálcio é 40,1 mg · mmol⁻¹ e o número de equivalentes é 2 mEq · mmol⁻¹.

Íon	Concentração (mg · L ⁻¹)	Peso molecular (mg · mmol ⁻¹)	n	Peso equivalente (mg · mEq ⁻¹)	Concentração (mEq · L ⁻¹)	Concentração (mg · L ⁻¹ de CaCO ₃)
Ca ²⁺	40,0	40,1	2	20,05		
Mg ²⁺	10,0	24,3	2	12,15		
Na ⁺	11,8	23,0	1	23,0		
K ⁺	7,0	39,1	1	39,1		
HCO ₃ ⁻	110,0	61,0	1	61,0		
SO ₄ ²⁻	67,2	96,1	2	48,05		
Cl ⁻	11,0	35,5	1	35,5		

A concentração de cada íon dada em miliequivalentes por litro pode ser determinada dividindo-se a concentração dada em miligramas por litro pelo peso equivalente. Por exemplo, para o cálcio:

$$[Ca^{2+}] = \frac{40,0 \text{ mg} \cdot L^{-1}}{20,05 \text{ mg} \cdot mEq^{-1}} = 1,995 \text{ mEq} \cdot L^{-1}$$

A tabela assume a forma:

Íon	Concentração (mg · L ⁻¹)	Peso molecular (mg · mmol ⁻¹)	n	Peso equivalente (mg · mEq ⁻¹)	Concentração (mEq · L ⁻¹)	Concentração (mg · L ⁻¹ de CaCO ₃)
Ca ²⁺	40,0	40,1	2	20,05	1,995	
Mg ²⁺	10,0	24,3	2	12,15	0,823	
Na ⁺	11,8	23,0	1	23,0	0,513	
K ⁺	7,0	39,1	1	39,1	0,179	
HCO ₃ ⁻	110,0	61,0	1	61,0	1,80	
SO ₄ ²⁻	67,2	96,1	2	48,05	1,40	
Cl ⁻	11,0	35,5	1	35,5	0,31	

*Uma discussão sobre o número de equivalentes é dada na Seção 2-4, Capítulo 2, A Química da Água.

Por fim, a cálculo de cada íon pode ser determinada em miligramas por litro de CaCO_3 multiplicando-se a concentração em miliequivalentes por litro pelo peso equivalente de CaCO_3 ($50,0 \text{ mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$). Logo, a concentração do cálcio em miligramas por litro de CaCO_3 é:

$$(1,995 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1}) \times (50 \text{ mg} \cdot \text{mEq}^{-1}) = 99,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

Íon	Concentração ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Peso molecular ($\text{mg} \cdot \text{mmol}^{-1}$)	n	Peso equivalente ($\text{mg} \cdot \text{mEq}^{-1}$)	Concentração ($\text{mEq} \cdot \text{L}^{-1}$)	Concentração ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3)
Ca^{2+}	40,0	40,1	2	20,05	1,995	99,8
Mg^{2+}	10,0	24,3	2	12,15	0,823	41,2
Na^+	11,8	23,0	1	23,0	0,513	25,7
K^+	7,0	39,1	1	39,1	0,179	8,95
HCO_3^-	110,0	61,0	1	61,0	1,80	90,0
SO_4^{2-}	67,2	96,1	2	48,05	1,40	70,0
Cl^-	11,0	35,5	1	35,5	0,31	15,5

A tabela está completa.

Você deve verificar os seus cálculos e se certificar de que a amostragem e a análise foram concluídas e são precisas. A semelhança entre a soma das concentrações de cátions e a soma das concentrações de ânions deve ser no mínimo 90%. Neste caso:

$$\sum(\text{cátions}) = \sum(\text{ânions})$$

$$175,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ como } \text{CaCO}_3 = 175,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

A dureza total exata é a soma dos cátions equivalentes.

$$[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] = 99,8 + 41,2 = 141 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

A dureza carbonatada (DC) é igual à parcela da dureza associada às espécies carbonato e bicarbonato, isto é, a alcalinidade:

$$(\text{HCO}_3^-) + (\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+)$$

Uma vez que o pH está entre 6,5 e 8,3, a concentração de carbonato é insignificante e as concentrações do íon hidróxido (OH^-) e do íon hidrogênio (H^+) se cancelam. Logo:

$$\begin{aligned} \text{Alcalinidade} &= (\text{HCO}_3^-) + (\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}^+) \approx (\text{HCO}_3^-) \\ &= 90,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3 \end{aligned}$$

A dureza total é $141 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 e a dureza carbonatada é definida como a parcela da dureza associada aos íons carbonato e bicarbonato. Portanto, a concentração da dureza carbonatada é igual à alcalinidade:

$$\text{DC} = 90,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

A dureza não carbonatada (DNC) é igual a:

$$\text{Dureza total} - \text{DC} = 141 - 90,0 = 51,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

Então, os sólidos dissolvidos totais (SDTs) são iguais aos três cátions e ânions utilizando as concentrações em miligramas por litro do íon. A razão de podermos usar concentrações expressas em miligramas por litro para os íons é que os SDTs são determinados por evaporação de toda a água e da massa dos íons remanescentes.

$$\text{SDT} = 40,0 + 10,0 + 11,8 + 7,0 + 110,0 + 67,2 + 11,0 = 257 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Em muitos casos os gráficos de composição da água são úteis para compreendermos o processo de abrandamento. Por convenção, um gráfico de barras horizontais é construído representando-se os cátions na barra superior e os ânions na barra inferior. O cálcio é colocado à frente do magnésio, porque de modo geral suas concentrações são maiores. A barra inferior mostra o carbonato em primeiro lugar, porque ele é o ânion predominante na maioria das águas. Outros cátions e ânions também são representados nestes gráficos, mas sem ordem predefinida. A elaboração de um gráfico de barras é ilustrada na Figura 10-4.

EXEMPLO 10-4

A análise de uma água subterrânea é dada na tabela abaixo. O pH da água é 7,6. Elabore um gráfico de barras representando os constituintes e suas concentrações em miligramas por litro de CaCO_3 .

Íon	mg · L ⁻¹ de íon	Peso molecular (g · mol ⁻¹)	Número de equivalentes (Eq · mol ⁻¹)	Concentração (Eq · L ⁻¹)	Concentração (mg · L ⁻¹ de CaCO ₃)
Ca ²⁺	150,3	40,08	2	7,5	375
Fe ³⁺	1,19	55,85	3	0,064	3,2
Mg ²⁺	14,6	24,31	2	1,20	60
Na ⁺	100	22,99	1	4,35	217,5
Cl ⁻	201,4	35,45	1	5,68	284,0
HCO ₃ ⁻	450,3	61,02	1	7,38	369,0

Solução As concentrações dos íons foram convertidas em equivalentes de CaCO_3 . Os resultados são mostrados na Figura 10-15.

A soma das concentrações de carbonatos é $655,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . A dureza total (exata) é $438,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, os ânions totais correspondem a $653,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a dureza carbonatada é $369,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a dureza não carbonatada é $69,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (todos os valores são expressos em CaCO_3). A discrepância entre as concentrações de cátions e ânions é resultado do fato de que outros íons não foram analisados. Se uma análise completa tivesse sido realizada, sem erro de procedimento, o número de equivalentes de cátions seria idêntico ao dos equivalentes de ânions. Na maioria das vezes, os resíduos de uma análise completa variam em $\pm 10\%$, por conta de erros analíticos.

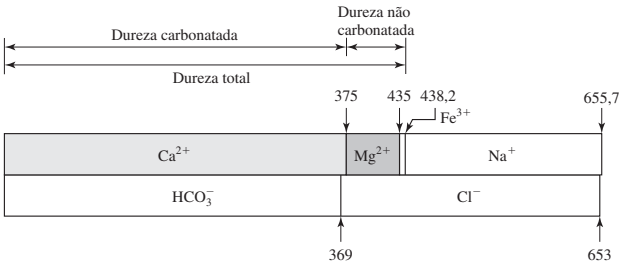


FIGURA 10-15 Gráfico de barras representando os constituintes de uma água subterrânea.

O abrandamento é realizado com um processo baseado no uso de cal e soda barrilha, ou por troca iônica. Os dois métodos são discutidos nas seções abaixo.

O abrandamento com cal e soda barrilha (carbonato de sódio)

O abrandamento com cal e carbonato de sódio permite calcular as doses de compostos químicos necessários para remover a dureza. A precipitação da dureza ocorre com base em duas reações de solubilização:



e



O objetivo é precipitar o cálcio e o magnésio como CaCO_3 e $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Para precipitar o cálcio, o pH da água precisa ser elevado a cerca de 10,3. Para precipitar o magnésio, o valor deve estar perto de 11. Se a alcalinidade natural na forma de bicarbonato (HCO_3^-) não é suficiente para o $\text{CaCO}_3(s)$ precipitar (isto é, a água tem dureza não carbonatada), precisaremos adicionar CO_3^{2-} (na forma de Na_2CO_3). A remoção do magnésio é um processo relativamente caro e, portanto, podemos manter o elemento na água dentro dos limites permitidos. Outro aspecto importante é que a remoção da dureza não carbonatada também é dispendiosa, já que requer a adoção de um composto químico diferente como fonte de CO_3^{2-} . Logo, as concessionárias de abastecimento mantêm a dureza não carbonatada no maior nível permitido.

A química do abrandamento. Os processos químicos utilizados para abrandar a água constituem uma aplicação direta da lei de ação das massas. Aumentamos a concentração do CO_3^{2-} ou do OH^- (ou ambos) adicionando compostos químicos que desloquem as reações mostradas nas Equações 10-9 e 10-10 para a direita. Dentro do possível, convertamos a alcalinidade natural expressa em bicarbonato (HCO_3^-) em carbonato (CO_3^{2-}) com a adição de íons hidroxila (OH^-). Os íons hidroxila induzem o sistema tampão carbonato (Equação 2-75) para a direita, fornecendo os íons carbonato para a precipitação (Equação 10-9).

A fonte comum de íons hidroxila é o hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Muitas estações de tratamento de água fazem uma escolha mais econômica, utilizando a **cal viva** (CaO), comumente chamada de cal, em detrimento da cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). A cal viva é convertida em cal hidratada na estação de tratamento misturando-se CaO e água para formar uma pasta fluida de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, a qual é injetada na água a ser tratada para reduzir a dureza. Este processo é chamado de **extinção**. Nas situações em que é necessário fornecer íons carbonato, o composto mais utilizado é o carbonato de sódio (Na_2CO_3), também conhecido como **soda barrilha**.

As reações de abrandamento. As reações de abrandamento são reguladas controlando-se o pH. A primeira etapa é a neutralização dos ácidos livres. Após, o pH é elevado, o que faz o CaCO_3 precipitar. Se for necessário, o pH é aumentado um pouco mais, para remover o $\text{Mg}(\text{OH})_2$, e CO_3^{2-} é adicionado para precipitar a dureza não carbonatada.

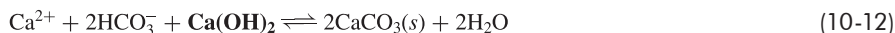
As reações de abrandamento mais importantes são discutidas abaixo. Em cada uma, o composto químico adicionado à água é grifado em negrito. Lembre que (s) designa o estado sólido, isto é, a substância é removida da água na forma de precipitado sólido. Embora as reações sejam apresentadas em série, na verdade elas ocorrem simultaneamente.

- 1. A neutralização do ácido carbônico (H_2CO_3).** Para elevar o pH, primeiro precisamos neutralizar qualquer ácido livre presente na água. O ácido carbônico é o principal ácido presente na água não poluída na natureza.* Note que nenhuma dureza é removida nesta etapa.



* CO_2 e H_2CO_3 são essencialmente o mesmo composto: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$. Logo, o número de equivalentes por mol (n) do CO_2 é 2.

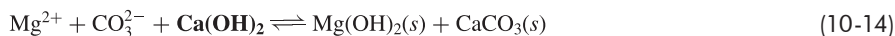
2. **A precipitação da dureza carbonatada devido ao cálcio.** Vimos que precisamos elevar o pH a cerca de 10,3 para precipitar o carbonato de cálcio. Este valor de pH é alcançado convertendo-se todo o bicarbonato em carbonato, que serve de íon comum para a reação de precipitação.



3. **A precipitação da dureza carbonatada devido ao magnésio.** Nos casos em que é necessário remover a dureza carbonatada resultante da presença de magnésio, precisamos adicionar mais cal para atingir o pH 11. A reação é dividida em dois estágios. O primeiro é a conversão de todo o bicarbonato em carbonato, como na segunda reação.



Observe que a dureza da água não variou, porque o MgCO_3 é insolúvel. É necessário adicionar cal para remover a dureza causada pelo magnésio.



4. **A remoção da dureza não carbonatada devido ao cálcio.** A remoção da dureza não carbonatada causada pelo cálcio não requer o aumento no pH. Ao contrário, precisamos adicionar carbonato na forma de soda barrilha.



5. **A remoção da dureza não carbonatada devido ao magnésio.** A remoção da dureza não carbonatada gerada pelo magnésio exige a adição de cal e de soda barrilha. A cal fornece o íon hidroxila para a precipitação do elemento.



Observe que, embora o magnésio seja removido, não há variação na dureza, já que o cálcio permanece em solução. Para remover o cálcio, precisamos adicionar soda barrilha.



Esta reação é idêntica àquela usada para remover a dureza não carbonatada devido ao cálcio.

EXEMPLO 10-5

A água subterrânea de um aquífero contém $2,3 \times 10^{-5} \text{ M CO}_2$. Ela é captada a uma vazão de $200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ para abastecer uma cidade próxima. O pH da água é 7,6 e a análise química é dada no Exemplo 10-4.

- Calcule a massa (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) de cal hidratada necessária para neutralizar o dióxido de carbono presente nesta água.
- Calcule a massa (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) de cal hidratada necessária para precipitar a dureza carbonatada devido ao cálcio e ao magnésio.
- Calcule a massa (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) de cal hidratada e de soda barrilha necessária para precipitar a dureza não carbonatada devido ao cálcio e ao magnésio.
- Calcule as massas totais diárias de cal hidratada e de soda barrilha necessárias.

Solução

- A Equação 10-11 mostra que precisamos de 1 mol de cal hidratada para cada mol de CO_2 na água. Logo, são necessários $2,3 \times 10^{-5} \text{ M}$ de cal hidratada. Esta concentração corresponde a:

$$\frac{(2,3 \times 10^{-5} \text{ M})(200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(74,096 \text{ g Ca(OH)}_2 \cdot \text{mol}^{-1})}{(1 \text{ kg} \cdot 1000 \text{ g}^{-1})} = 29,4 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

- (b) A Equação 10-12 mostra que precisamos de 1 mol de cal hidratada para cada mol de cálcio removido. Utilizando as Equações 10-13 e 10-14, fica claro que são necessários 2 moles de cal hidratada para cada mol de magnésio removido.

A análise iônica detalhada no Exemplo 10-4 mostra que temos $150,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de Ca^{2+} e $14,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de Mg^{2+} . Com base nos cálculos apresentados neste exemplo, vemos que o teor de cálcio é maior do que o de alcalinidade, de maneira que a dureza seja igual à alcalinidade, $7,39 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1}$. O gráfico de barras indica que o bicarbonato está associado ao cálcio. Logo, vamos assumir que a dureza não carbonatada seja $7,38 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1}$, inteiramente associada ao cálcio. O cálcio restante precisa expressar dureza carbonatada, ao passo que todo o magnésio precisa expressar dureza não carbonatada.

A concentração de Ca^{2+} associada à dureza carbonatada em unidades molares é:

$$(7,38 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1})(\text{mM} \cdot 2 \text{ mEq}^{-1}) = 3,69 \text{ mM}$$

Logo, precisamos de 3,69 mM de cal hidratada para remover a dureza carbonatada devido ao cálcio. A massa necessária para remover a dureza carbonatada devido ao cálcio é:

$$(3,69 \text{ mM})(200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(74,096 \text{ g Ca(OH)}_2 \cdot \text{mol}^{-1})(1 \text{ kg} \cdot 10^6 \text{ mg}^{-1}) = 4725 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

- (c) Pela lógica, o cálcio restante precisa estar associado à dureza não carbonatada. Com base na análise apresentada, este teor de cálcio é representado pelo teor total menos o teor associado à dureza carbonatada:

$$7,5 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1} - 7,38 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1} = 0,12 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1}$$

Em unidades molares, a concentração de Ca^{2+} associada com a dureza carbonatada é

$$(0,12 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1})(\text{mM} \cdot 2 \text{ mEq}^{-1}) = 0,60 \text{ mM}$$

Para remover 1 mol de dureza não carbonatada devido ao cálcio, seria necessário adicionar 1 mol de soda barrilha, como mostra a Equação 10-15. Não é preciso adicionar cal hidratada.

Portanto, a massa de soda barrilha requerida para remover a dureza não carbonatada devido ao cálcio é:

$$(0,60 \text{ mM})(200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(105,99 \text{ g Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{mol}^{-1})(1 \text{ kg} \cdot 10^6 \text{ mg}^{-1}) = 109,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Uma vez que adotamos a hipótese de que todo o magnésio está associado à dureza não carbonatada, precisamos considerar apenas as Equações 10-16 e 10-17. Para cada mol de magnésio, são exigidos 1 mol de cal hidratada e 1 mol de soda barrilha.

Em unidades molares, a concentração de Mg^{2+} associada à dureza não carbonatada é:

$$(1,20 \text{ mEq} \cdot \text{L}^{-1})(\text{mM} \cdot 2 \text{ mEq}^{-1}) = 0,60 \text{ mM}$$

Então, a massa de cal hidratada necessária é:

$$(0,60 \text{ mM})(200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(74,096 \text{ g Ca(OH)}_2 \cdot \text{mol}^{-1})(1 \text{ kg} \cdot 10^6 \text{ mg}^{-1}) = 76,8 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A massa de soda barrilha necessária para remover a dureza não carbonatada devido ao cálcio é:

$$29,4 + 4.725 + 76,8 = 4.831 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

- (d) Deste modo, a massa total diária de soda barrilha de que precisamos é:

$$109,9 + 109,9 = 220 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

As limitações no processo e as considerações empíricas. A soda barrilha não consegue eliminar toda a dureza da água, por conta da solubilidade do CaCO_3 e do $\text{Mg}(\text{OH})_2$, das limitações físicas da mistura e do contato, e do tempo insuficiente para a reação chegar ao término. Por essa razão, a dureza mínima em cálcio passível de ser alcançada é $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , ao passo que a dureza mínima causada pelo magnésio é de aproximadamente $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Uma vez que um sabão adicionado a uma água excessivamente branda gera uma mistura de consistência viscosa, o entendimento geral é o de que a dureza total deva estar no intervalo 75 a $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 .

Em muitos casos, a redução da dureza a níveis razoáveis dentro de um intervalo de tempo exequível é alcançada com a adição de excesso de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, a contar da quantidade estequiométrica requerida. A experiência prática mostra que um excesso de $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ expresso como CaCO_3 deva ser adicionado.

Níveis de magnésio acima de $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 formam incrustações em aquecedores. Devido ao custo elevado da remoção do magnésio, em muitas situações é possível manter a concentração do elemento em $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Para reduzir o magnésio a $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , o excesso de cal citado basta para garantir um bom resultado no processo. Se quisermos que a concentração do Mg^{2+} fique entre 20 e $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , é necessário adicionar um excesso de cal igual ao teor de magnésio a ser removido. Para retirar mais de $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do elemento (como CaCO_3), teremos de adicionar $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a mais de cal, como CaCO_3 . A adição de excesso de cal acima de $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 não acarreta uma melhora sensível na cinética de reação.

EXEMPLO 10-6

A água subterrânea mencionada no Exemplo 10-5 contém $2,3 \times 10^{-5} \text{ M}$ de CO_2 . A dureza carbonatada é $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , devido ao cálcio, enquanto a dureza não carbonatada é $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, devido ao CaCO_3 . Ela é tratada conforme descrição no exemplo anterior, mas você precisa remover toda a dureza carbonatada devido ao cálcio, não aos íons magnésio. Suponha que reste $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de íons cálcio (como CaCO_3) na água. Qual é a massa de lodo de carbonato de cálcio produzida ao dia?

Solução Utilizando a Equação 10-12, vemos que para remover um mol de cálcio precisamos de um mol de cal hidratada. Com isso, são produzidos dois moles de lodo de carbonato de cálcio. Uma vez que mantemos $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 em íons cálcio, precisamos remover $280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Esta quantidade deve ser convertida em base massa.

$$\frac{(280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3)}{(100,09 \text{ mg} \cdot \text{mmol}^{-1} \text{ CaCO}_3)} = 2,80 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{Ca}^{2+}, \text{ ou } 2,80 \times 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

De acordo com o cálculo estequiométrico da Equação 9-12, produzimos $5,60 \times 10^{-3} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ de lodo de CaCO_3 . Em quilogramas por dia, a massa de lodo é:

$$(5,6 \times 10^{-3} \text{ M})(200 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(100,09 \text{ g de } \text{CaCO}_3 \cdot \text{mol}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) = 9690 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3$$

A Equação 10-11 mostra que foram produzidos $39,8 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ de lodo de CaCO_3 na neutralização do dióxido de carbono. Portanto, a massa total de lodo produzida diariamente é 9730 kg .

O abrandamento por troca iônica

A **troca iônica** é definida como a substituição reversível de um íon em uma fase sólida por um íon de carga equivalente em fase líquida. A forma geral da reação da troca iônica é:



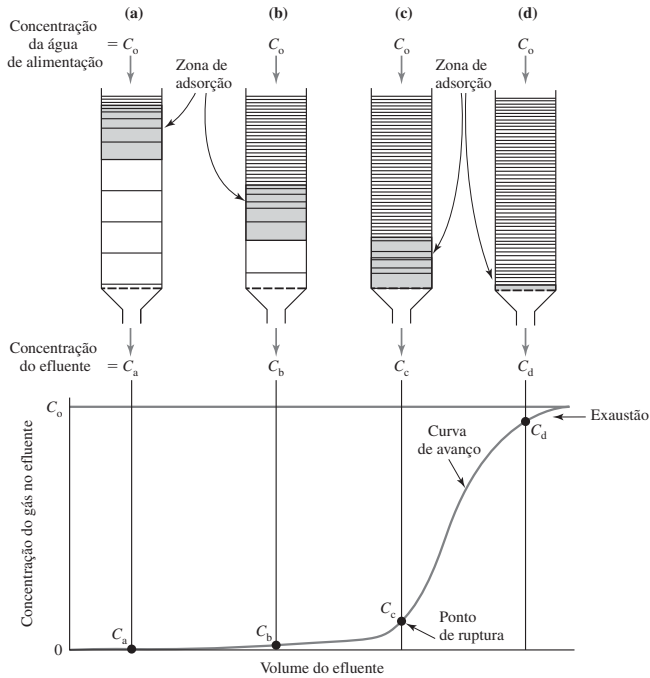


FIGURA 10-16 Curva de avanço de um adsorvedor de leito fixo.

Observe que um número equivalente de íons é trocado nesta reação. A troca iônica é utilizada para remover metais em muitas estações de tratamento. O método é simples, o que permite a utilização em sistemas de abrandamento domésticos. A reação de troca iônica também pode ser representada como:



onde R é o material de troca iônica sólido. Nesta reação, o cálcio foi removido da água e substituído por uma quantidade de sódio equivalente, isto é, dois íons de sódio para cada íon de cálcio. A troca resulta na remoção de praticamente toda a dureza da água, até o limite da capacidade de troca do material da troca iônica, como mostra a Figura 10-16. A saturação do material trocador de íons significa que a dureza já não pode ser removida. Este momento marca o chamado ponto de saturação, porque os íons causadores da dureza já não ficam retidos no adsorvedor. Ele ocorre quando a dureza do efluente excede determinado valor. Nesses casos o trocador de íons deve ser retirado de serviço e o material responsável pela troca iônica precisa ser regenerado. A dureza retida no material é removida lavando-se o trocador com água contendo concentrações elevadas de Na^+ . O efeito de uma quantidade tão elevada de Na^+ na água faz com que estes íons sejam trocados preferencialmente pelos íons de dureza.



O material de troca iônica pode então ser utilizado novamente para abrandar a água. O CaCl_2 é um resíduo que deve ser descartado de forma correta.

Algumas estações de tratamento de água de grande porte utilizam o abrandamento por troca iônica, mas a aplicação mais comum desta tecnologia é na redução da dureza em sistemas residenciais. Vários tipos de material trocador são utilizados nestes sistemas, como as argilas naturais (chamadas de zeólitos) ou resinas artificiais. Estas são muito populares entre os fabricantes destes equipamentos. As resinas ou os zeólitos são caracterizados pelo teor de dureza que conseguem remover com base no volume de material utilizado e na quantidade de sal necessária

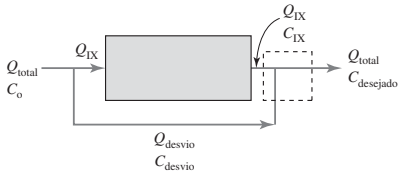
para recuperá-lo. As resinas sintéticas têm uma capacidade de troca iônica muito maior do que as argilas, e requerem quantidades menores de sal para serem recuperadas.

A remoção da dureza com resinas de troca iônica. As resinas removem praticamente toda a dureza da água. Logo, para se obter a dureza desejada é necessário deixar de tratar parte da vazão, fazendo-a passar por um desvio e misturando esta água não abrandada ao volume tratado.

EXEMPLO 10-7

Um sistema de abrandamento doméstico usa $0,1 \text{ m}^3$ de uma resina de troca iônica com capacidade de troca igual a $62 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Cada uma das quatro pessoas que vivem na casa utiliza $400 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$ de água. A água do poço utilizada tem $340,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de dureza na forma de CaCO_3 . É necessário abrandá-la, reduzindo-se a dureza a $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Qual deve ser a vazão de água não abrandada pelo sistema?

Solução Como nos outros exemplos vistos, precisamos preparar um diagrama. O sistema utilizado é mostrado na caixa desenhada com linha tracejada.



$$Q_{\text{total}} = Q_{\text{desvio}} + Q_{\text{IX}}$$

Para o sistema representado:

$$Q_{\text{IX}}C_{\text{IX}} + Q_{\text{desvio}}C_{\text{desvio}} = Q_{\text{total}}C_{\text{desejado}}$$

A concentração da dureza após o tratamento com troca iônica pode ser considerada zero. A concentração na água passada pelo desvio é igual a C_o , $340 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . A vazão total é $(400 \text{ L} \cdot \text{pessoa}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}) \times 4 = 1600 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$.

$$(Q_{\text{IX}})(0) + Q_{\text{desvio}}(340 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) = (1600 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1})(100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})$$

$$Q_{\text{desvio}} = \frac{(1600 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1})(100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{340 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}} = 470,6, \text{ ou } 471 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$$

10-4 A SEDIMENTAÇÃO

Visão geral

Algumas águas superficiais com turbidez muito elevada requerem uma etapa de sedimentação antes do tratamento propriamente dito. O tempo médio de detenção dos tanques de sedimentação (também chamadas de decantadores) é 2 a 4 horas. Logo, somente as partículas que podem sedimentar serão removidas neste estágio. Os tanques de sedimentação (Figura 10-17) normalmente são retangulares ou circulares. O fluxo pode ser radial ou ascendente. Dependendo do caso, o lodo retirado do fundo pode ser devolvido ao curso de água superficial.

O decantador é projetado para permitir a saída da água sedimentada sem carrear as partículas de flocos. Nos reatores ideais, a velocidade média do fluido é igual à vazão dividida pela área de escoamento:

$$v = \frac{Q}{A_c} \quad (10-21)$$

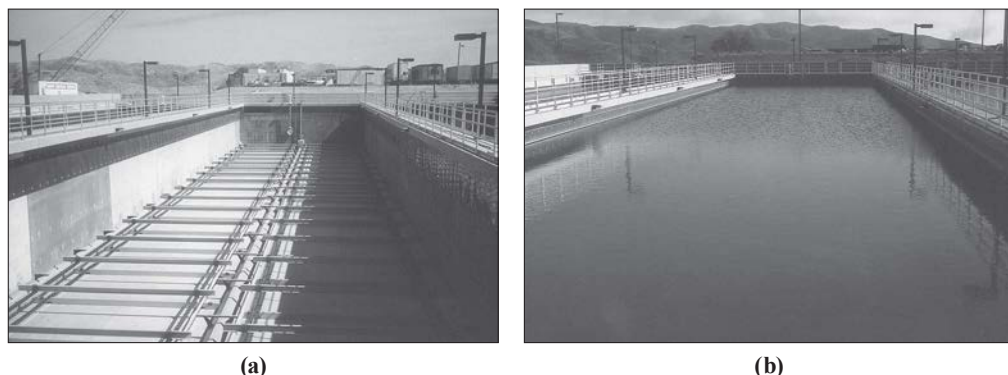


FIGURA 10-17 Tanque de sedimentação (a) vazio e (b) cheio.

onde v = velocidade da água ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) $\equiv$ taxa de aplicação superficial

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

A_c = área da seção transversal (m^2)

O controle da turbulência causada pela água tratada é realizado por uma série de calhas, chamadas vertedouros, instaladas para reduzir a velocidade do fluxo no interior do tanque de sedimentação na zona de saída. Os vertedouros despejam a água em um canal ou adutora central. A Figura 10-18 mostra dois tipos de vertedouros. O comprimento do vertedouro é função do tipo de sólido a ser retirado. Quanto mais pesados são estes sólidos, mais difícil é o arraste e maior a velocidade de saída admitida para o decantador. Dito de outro modo, as partículas pesadas requerem vertedouros mais curtos, comparadas às partículas leves. As unidades das vazões são $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, isto é, a vazão de água ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$) por unidade de comprimento do vertedouro (m).

EXEMPLO 10-8

Uma estação em escala experimental trata água para consumo humano com turbidez elevada. A vazão linear no vertedouro é $175 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Se a vazão da água na unidade é $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, qual é o comprimento em metros do vertedouro?

Solução

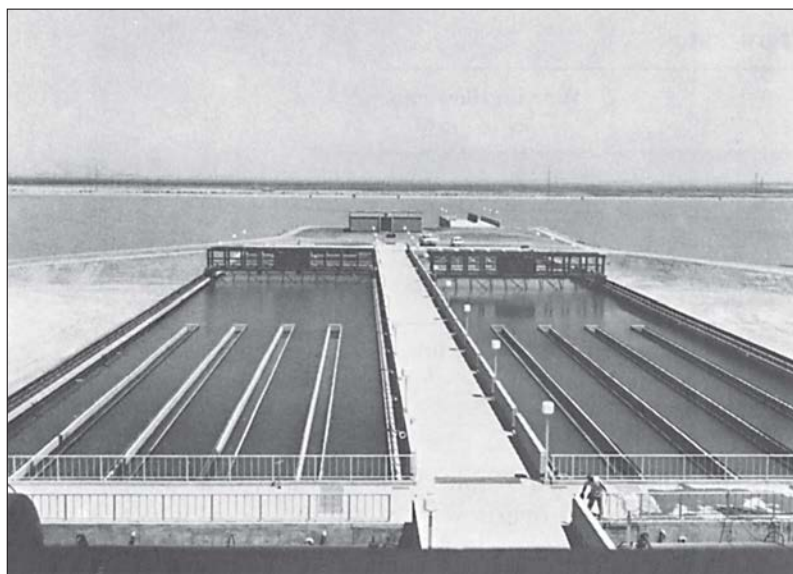
$$\frac{(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{d}^{-1})}{175 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}} = 21,7, \text{ ou } 22 \text{ m}$$

A determinação da velocidade de sedimentação (v_s)

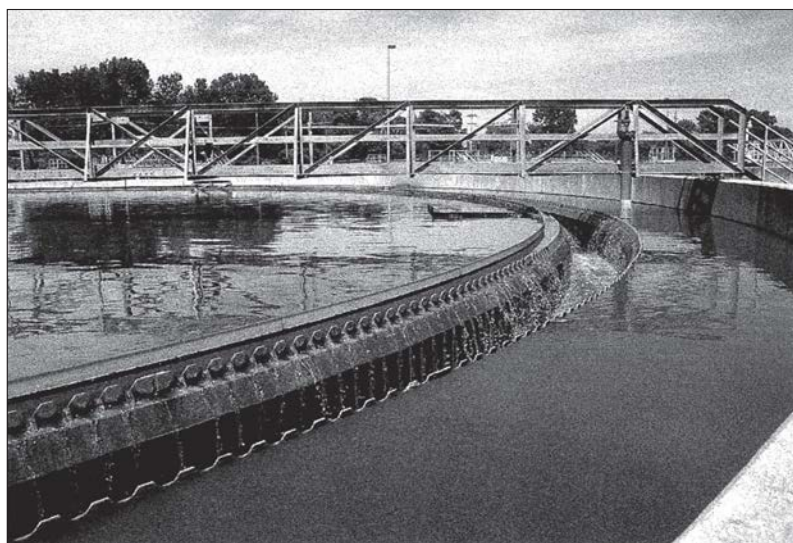
No projeto de um tanque de sedimentação primeiro é feito o cálculo da velocidade de sedimentação (v_s) das partículas a serem removidas. Outra variável essencial é a taxa de aplicação superficial (v_o) (calculada com a Equação 10-21), a qual precisa ser menor ou igual a v_s .

A velocidade de sedimentação varia em função das características das partículas. Em linhas gerais, a sedimentação pode ser dividida em três classes:

Sedimentação tipo I. As partículas sedimentam individualmente a uma velocidade constante, sem flocularem ou aderirem umas às outras. Este tipo de sedimentação ocorre com a areia ou materiais particulados grosseiros. As principais aplicações da sedimentação tipo I são a pré-



(a)



(b)

FIGURA 10-18 Tipos de vertedouros: (a) retangular e (b) circular.

-sedimentação para a remoção da areia (que precede a coagulação em uma estação de tratamento de água potável), a sedimentação de partículas durante a limpeza de filtros rápidos de areia e a sedimentação em câmaras desarenadoras (ver a Seção 11-6).

Sedimentação tipo II. As partículas formam flocos durante a sedimentação. Portanto, o tamanho das partículas não é constante, nem a velocidade de sedimentação. De modo geral, a velocidade de sedimentação varia com a profundidade e a extensão da floculação. Estas partículas são formadas na coagulação com sulfato de alumínio ou com ferro, na sedimentação em bacias primárias (ver a Seção 11-7) e nos tanques de sedimentação na filtração biológica (ver a Seção 11-8).

Sedimentação tipo III, ou sedimentação zonal. Na sedimentação zoneada, as partículas estão presentes em concentrações elevadas (maiores do que $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), o que faz com que sedimentem em massa, formando uma zona clara e uma zona de lodo. A sedimentação zonal ocorre no abrandamento com cal, na sedimentação do lodo ativado (ver a Seção 11-8) e na sedimentação em espessadores de lodo (ver a Seção 11-12).

O cálculo da taxa de aplicação superficial

Existem várias maneiras de determinar as velocidades efetivas de sedimentação e, portanto, calcular a taxa de aplicação superficial. Porém, nesta seção discutiremos a o cálculo para a sedimentação tipo I.

A velocidade da partícula na sedimentação tipo I é constante. Portanto, ela pode ser calculada, e o tanque pode ser dimensionado especificamente para remover determinado tamanho de partícula. Em 1687 Isaac Newton mostrou que a velocidade de uma partícula em queda em um fluido estático é aumentada até a resistência friccional se igualar à atração da gravidade (Figura 10-19). Cerca de 200 anos mais tarde, George Gabriel Stokes (1845) descobriu que a velocidade terminal de sedimentação de uma esfera em queda em condições estáticas era descrita pela equação:

$$v_s = \frac{g(\rho_s - \rho)d^2}{18\mu} \quad (10-22)$$

onde ρ_s = densidade da partícula ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
 ρ = densidade do fluido ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
 g = aceleração da gravidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$)
 d = diâmetro da partícula esférica (m)
 μ = viscosidade dinâmica (em Pa s)
 18 = constante adimensional

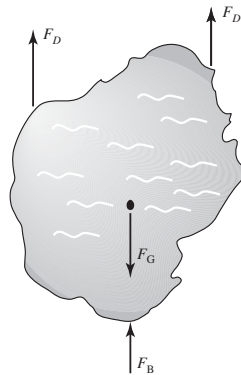


FIGURA 10-19 As forças que atuam sobre uma partícula em queda livre em um fluido estático. (F_D = força de arraste; F_G = força gravitacional; F_B = força boiante.)

A Equação 10-22 é chamada de lei de Stokes. Ela é válida apenas em condições de fluxo laminar, isto é, quando o número de Reynolds, R , for menor do que 1. A **viscosidade dinâmica** (também denominada viscosidade absoluta) é função da temperatura da água. A Tabela A-1 mostra valores de viscosidade dinâmica (Apêndice A).

EXEMPLO 10-9

Os valores de projeto para a vazão e a taxa de aplicação superficial de um tanque de sedimentação são $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $20 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente. Calcule a área superficial e o comprimento do tanque com base nas regras práticas sobre as relações entre comprimento e largura. Calcule a profundidade do tanque, supondo-se que o tempo de detenção seja 2 horas.

Solução

1. Cálculo da área superficial

Primeiro, convertamos as unidades da vazão.

$$(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) = 3801,6 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Utilizando-se a Equação 10-21 e a taxa de aplicação superficial de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, a área superficial é:

$$A_s = \frac{3801,6 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}}{20 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}} = 190,08 \text{ m}^2, \text{ ou } 190 \text{ m}^2$$

As relações comprimento:largura ideais para a sedimentação estão entre 2:1 e 5:1, mas o comprimento do tanque raramente excede 100 m. A maioria das estações de tratamento têm no mínimo dois tanques.

Continuando com o projeto, vamos supor que podemos utilizar dois tanques, ambos com 12m de largura e área superficial igual 190 m^2 . Logo, o comprimento dos tanques é:

$$\text{Comprimento} = 190 \text{ m}^2 / (2 \text{ tanques})(12 \text{ m de largura}) = 7,9 \text{ m, ou } 8 \text{ m}$$

Porém, este valor não está no intervalo de relação comprimento:largura entre 2:1 e 5:1. A etapa seguinte é a escolha de um comprimento menor. Vamos testar o valor 6 m.

$$\text{Comprimento} = 190 \text{ m}^2 / (2 \text{ tanques})(6 \text{ m de largura}) = 15,8 \text{ ou } 16 \text{ m}$$

Este valor atende ao parâmetro de relação comprimento:largura

2. Cálculo da profundidade do tanque

Primeiro, precisamos encontrar o volume total do tanque, usando a Equação 10-5 e um tempo de detenção de 120 minutos (suposto) com base na regra prática de que deva estar entre 2 e 4 horas.

$$V = (0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(120 \text{ min})(60 \text{ s} \cdot \text{min}^{-1}) = 316,8 \text{ m}^3, \text{ ou } 320 \text{ m}^3$$

Este valor deve ser dividido por 2, já que temos dois tanques. A profundidade é calculada dividindo-se o volume total pela área superficial total.

$$\text{Profundidade} = \frac{320 \text{ m}^3}{190 \text{ m}^2} = 1,684 \text{ m, ou } 1,7 \text{ m}$$

Esta profundidade não inclui a zona de depósito do lodo.

O projeto final incluiria dois tanques idênticos, com 6 m de largura, 16 m de comprimento, 1,7 m de profundidade, além da altura relativa à zona de depósito do lodo.

10-5 A FILTRAÇÃO

Durante a passagem pelos vertedouros em seu percurso até à saída do tanque de sedimentação, a água carrega partículas pequenas demais para sedimentarem ou que conseguiram escapar da remoção, por conta das características do fluido. A turbidez do efluente do tanque de sedimentação

varia entre 1 e 10 UT, e o valor médio é 3 UT. Para reduzir esta turbidez a 0,3 UT, a filtração é o processo mais empregado. Muitos países têm legislações específicas que determinam que as águas superficiais e subterrâneas sob influência de um corpo hídrico superficial precisam ser tratadas por filtração.

A filtração é o processo pelo qual a água escoar lentamente através de um leito de material granular, normalmente a areia, o carvão de antracito, ou areia de granada. No percurso da água através do meio filtrante, as partículas ficam presas a ele. Os mecanismos que regem este fenômeno são a intercepção, a floculação, o escorrimento e a sedimentação. As partículas mais densas são “coadas” como o espaguete despejado em um escorredor após o cozimento. Estas partículas são muito grandes para passarem pelos poros do meio e se prendem nas camadas mais altas do filtro. As partículas que escoam a velocidades suficientemente baixa são “interceptadas”, ligando-se ao meio filtrante mediante forças eletrostáticas fracas. Caso a água tenha sido tratada com compostos químicos antes da filtração, existe a chance de a floculação ocorrer, o que permite às partículas aumentarem de tamanho e, portanto, serem removidas mediante outros mecanismos. As partículas mais pesadas sedimentam no meio filtrante.

Com o uso, os poros do meio se preenchem com partículas e a velocidade da água aumenta, fazendo com que algumas destas partículas se desprendam. Com isso, estas partículas fluem pelo filtro e são aprisionadas nas camadas filtrantes mais profundas. Quando o preenchimento dos poros atinge determinado valor, o filtro precisa ser lavado. Além disso, à medida que o grau de preenchimento dos poros aumenta, a perda de carga no interior do filtro também cresce, dificultando a passagem da água pelo equipamento.

Os filtros de areia podem ser lentos ou rápidos. O primeiro filtro lento de areia foi construído em 1829 em Londres, Inglaterra (Spitzer, 1993). Nos Estados Unidos, embora o primeiro equipamento deste tipo tenha entrado em operação em 1872, a filtração lenta em areia nunca se popularizou naquele país. A preferência é pelo filtro rápido de areia ou pelo filtro mecânico.

Os filtros lentos de areia convencionais utilizam apenas areia (suportada por uma camada de cascalho), mas os filtros rápidos utilizam uma variedade de outros meios. Os leitos únicos utilizam somente areia, enquanto os filtros bicamada usam areia e carvão de antracito. Os leitos mistos são construídos com carvão, areia e granada.

Com a promulgação de regulamentações mais rígidas para a remoção dos cistos de *Giardia* e dos oocistos de *Cryptosporidium*, o uso da filtração aumentou nos Estados Unidos nos últimos anos. Comparados aos filtros rápidos, os filtros de areia lentos são mais eficientes na remoção de material particulado de natureza biológica. Esta diferença está no fato de a camada biológica, conhecida por seu nome em alemão, *schmutzdecke*, formada na superfície destes filtros, ter poros menores do que os dos meios utilizados em filtros rápidos. Logo, a filtração nesta camada de biofilme é mais eficaz. Outro aspecto importante é que o filme formado tem atividade biológica, o que permite a biodegradação de parte da matéria orgânica que ocorre nestas águas naturalmente e causa problemas nos sistemas de distribuição.

A variável mais importante no projeto de filtros é a taxa de aplicação hidráulica, definida como a vazão da água por unidade de área superficial do filtro. Dito de outro modo, é a velocidade da água que entra no filtro.

$$v_a = \frac{Q}{A_s} \quad (10-23)$$

onde v_a = velocidade nominal do filtro ($\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$) = taxa de aplicação hidráulica ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)
 Q = vazão na superfície do filtro ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)
 A_s = área superficial do filtro (m^2)

Nos filtros lentos de areia, a água é aplicada a uma taxa entre 2,9 e 7,6 $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. Como vimos, os filtros colmatam quando os seus poros estão preenchidos com partículas removidas. Quando isto acontece, o filtro precisa ser limpo. Nos filtros lentos, a limpeza é realizada removendo-se o material flutuante, drenando-se a água até o nível ficar entre 4 e 5 cm abaixo da superfície do leito de areia e removendo-se a camada superior (entre 6 e 12 cm de espessura). Os ciclos de limpeza variam muito, entre um e diversos meses. Os filtros lentos de areia são indicados para comunidades pequenas. Embora exijam áreas de terra amplas, estes filtros são confiáveis, exigem pouca mão de obra de operação (comparados aos filtros rápidos), e não exigem muito em termos de demandas técnicas e operacionais (Spitzer, 1993).

Os filtros rápidos de areia são compostos por leitos de areia em camadas. A distribuição granulométrica da areia é projetada de maneira a otimizar a passagem de água ao mesmo tempo em que a passagem de material particulado pelo meio filtrante é minimizada. Os filtros rápidos de areia são construídos em bicamada, uma com areia, outra com carvão de antracito. Como o carvão é mais leve e seus poros são maiores do que os da areia, ele aprisiona as partículas maiores com mais eficiência nas camadas mais superficiais do leito filtrante.

Os filtros rápidos de areia são limpos no local, forçando-se a passagem de um fluxo ascendente de água pelo material filtrante. Esta operação é denominada **retrolavagem**. A vazão da água de lavagem é definida de forma a promover a expansão da areia e a remoção das partículas retidas no leito. Após a retrolavagem, a areia sedimenta outra vez no fundo do tanque. A água utilizada no processo é bombeada diretamente no esgoto sanitário ou tratada por sedimentação, conforme a necessidade. O sobrenadante das lagoas de sedimentação é despejado em um curso de água ou no esgoto sanitário, enquanto o lodo é descartado em aterro específico.

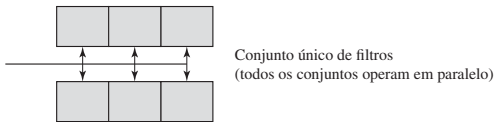
Os filtros de areia sempre foram projetados para operar com taxas da ordem de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. As experiências realizadas na estação de tratamento de água potável de Chicago mostraram que taxas de até $235 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ garantem a obtenção de água de qualidade (American Water Works Association, 1971). Os filtros de dupla camada são operados com velocidades de alimentação de $300 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. Na maioria das vezes, no mínimo dois filtros são construídos, para garantir a capacidade de filtração em situações de parada e de manutenção. Estações de tratamento maiores (mais de $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) requerem ao menos quatro filtros (Montgomery, 1985). A área superficial do filtro é limitada a 100 m^2 .

Em meados da década de 1980, filtros monocamada de leitos profundos passaram a ser utilizados. Estes filtros são projetados para aceitar velocidades de alimentação mais altas, sem comprometimento à redução da turbidez. A maioria destes equipamentos tem um leito com 1,5 a 2,5 m de profundidade construído com partículas de antracito medindo entre 1,0 e 1,5 mm de diâmetro. Eles operam com taxas de até $800 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

EXEMPLO 10-10

Como parte de uma nova estação de tratamento de água, o engenheiro responsável planeja utilizar a filtração rápida em areia após a etapa de sedimentação. Dois conjuntos de filtros serão instalados. O leito de cada filtro mede $3 \text{ m} \times 2 \text{ m}$. A vazão de projeto em cada conjunto de filtros é $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, enquanto a velocidade de alimentação é $150 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

Calcule o número de leitos em cada bateria de filtro e a taxa de aplicação quando um filtro for desativado.



Solução A área superficial necessária é calculada dividindo-se a vazão pela taxa de aplicação.

$$A = \frac{Q}{V_a} = \frac{(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})}{150 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}} = 25,34 \text{ m}^2$$

Se a área superficial máxima de um tanque for 6 m^2 , o número de filtros necessários será:

$$\text{Número de filtros} = \frac{25,34}{6} = 4,22$$

Uma vez que não é possível construir 0,22 filtro, é preciso arredondar o valor. Normalmente, escolhe-se um número par de filtros, para facilitar a construção e reduzir custos. Neste caso, proporemos quatro filtros e avaliaremos o risco de a velocidade de alimentação ultrapassar os valores sugeridos:

$$v_a = \frac{Q}{A_s} = \frac{(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})}{(4 \text{ filtros})(6 \text{ m}^2 \cdot \text{filtro}^{-1})} = 158,4 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

O valor é menor do que o máximo recomendado de $235 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$ para a taxa de aplicação, e seria aceitável, não fosse pelo fato de a legislação norte-americana normalmente exigir que a capacidade filtrante seja alta o suficiente para permitir o tratamento da vazão de alimentação de projeto quando um filtro está desativado. Logo, é preciso verificar a velocidade de alimentação com três filtros em serviço.

$$v_a = \frac{Q}{A_s} = \frac{(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})}{(3 \text{ filtros})(6 \text{ m}^2 \cdot \text{filtro}^{-1})} = 211,4 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Este valor é menor do que os $235 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$ recomendado como velocidade máxima de alimentação e está dentro dos limites aceitáveis. Portanto, é necessário construir um conjunto com quatro filtros.

A Figura 10-20 mostra a seção transversal de um filtro de areia rápido. O fundo é formado por um meio de suporte e um sistema de coleta. O meio de suporte é projetado para manter a areia no filtro, impedindo-a de ser arrastada pela água. As camadas de brita de tamanhos diferentes (grandes no fundo, pequenos na parte superior) são usadas como suporte. Um tubo perfurado coleta a água filtrada. Uma camada de areia de granulometria variável está sobre o material de suporte. Os vertedouros lavadores coletam a água de lavagem do filtro. Estes são instalados a uma altura suficiente para que a camada de areia não seja arrastada com a água de lavagem.

10-6 A DESINFECÇÃO

A desinfecção é utilizada para eliminar patógenos (os microrganismos causadores de doenças) presentes na água. Quando ingeridos, estes microrganismos podem causar uma série de doenças com diferentes graus de intensidade. Nos casos mais graves, os patógenos podem causar a morte. A desinfecção é um procedimento distinto da esterilização. Por exemplo, a água potável não precisa ser esterilizada, mas deve estar livre de patógenos em concentrações capazes de causar alguma doença.

Quatro categorias de patógenos entéricos recebem atenção especial no tratamento da água: as bactérias, os vírus, os protozoários e os cistos amebianos. O objetivo da desinfecção é eliminar estes microrganismos. Vários acontecimentos na última década deixaram claro que alguns patógenos microbianos, como o *Cryptosporidium*, por exemplo, são muito resistentes aos agentes desinfetantes tradicionais. Em 1993, a presença de oocistos *Cryptosporidium parvum* na água tratada causou problemas intestinais em 400 mil pessoas no estado de Milwaukee. Mais de 4 mil pessoas foram hospitalizadas e pelo menos 50 mortes foram atribuídas à doença. Surto de criptosporidiose ocorreram também em outros estados norte-americanos nas últimas décadas. Para proteger a população contra as doenças transmitidas pela água, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabeleceu metas para o nível máximo de vírus, bactérias e pro-

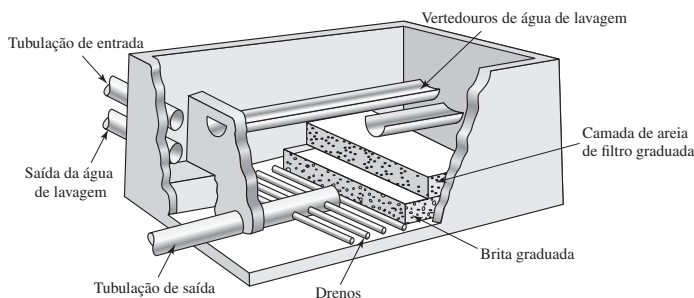


FIGURA 10-20 Seção transversal típica de um filtro de areia rápido.

tozoários (como *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*). Estas regulamentações incluem os parâmetros técnicos de tratamento em sistemas que utilizem ou não a filtração e projetados para desinfetar ou remover estes patógenos.

Segundo o Código de Tratamento de Águas Superficiais LT2, promulgado em 5/1/2006, as concessionárias de abastecimento que captam águas superficiais ou subterrâneas sob influência direta de um corpo hídrico superficial precisam monitorar os mananciais para a presença de *Cryptosporidium*, fornecer tratamento com base no risco de ele estar presente, e providenciar cobertura ou tratar a água armazenada em reservatórios sem cobertura. O monitoramento dos resultados permite classificar os sistemas de água filtrada em quatro categorias. A maioria dos sistemas é classificada como de baixo risco e não requer tratamento adicional. As águas com os riscos de contaminação mais elevados exigem ao menos 99% ou 99,9% (2 ou 3 pontos na escala logarítmica) de inativação de *Cryptosporidium*, o que provavelmente implica a necessidade de tratamento adicional.

Para terem aplicação prática no tratamento da água, os desinfetantes devem ser:

1. Capazes de destruir as populações de possíveis patógenos na água ao longo de determinado período de tempo e em determinada faixa de temperaturas.
2. Eficientes em diversas composições, concentrações e condições da água a ser tratada.
3. Atóxicos para seres humanos e animais domésticos e a capacidade de não prejudicar a palatabilidade e outras características desejáveis da água.
4. Baratos e seguros de estocar, transportar, manusear e aplicar.
5. Detectados fácil e rapidamente (preferencialmente de forma automatizada) quando presentes na água tratada.
6. Persistentes em determinada concentração na água desinfetada a fim de propiciar proteção prolongada contra a recontaminação antes do uso.
7. Seguros em águas naturais, sem reagirem com qualquer material presente na água para formar subprodutos atóxicos.

A cinética da desinfecção

Em condições ideais, a velocidade em que um microrganismo é eliminado pode ser descrita pela lei de Chick (Chick, 1908), segundo a qual o número de organismos destruídos no tempo é proporcional ao número de organismos.

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (10-24)$$

onde N = número de organismos
 k = constante da taxa de primeira ordem

A integração da equação dá:

$$\ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = -kt \quad (10-25)$$

onde N_0 = número de organismo por unidade de volume no tempo zero.

A lei de Chick não leva em consideração à concentração do desinfetante. Watson (1908) propôs uma variante da Equação de Chick, a qual foi chamada de lei de Chick-Watson:

$$\ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = -k' C^n t \quad (10-26)$$

onde $k = k' C^n$
 C = concentração do desinfetante, mg/L
 n = coeficiente da diluição

A lei de Chick-Watson pressupõe que a concentração do desinfetante permaneça constante.

Porém, a velocidade da eliminação em cenários reais pode ser muito diferente daquela dada pela lei de Chick-Watson. O aumento da velocidade da eliminação com o tempo ocorre em função do tempo necessário para o desinfetante causar danos e neutralizar o organismo. Em contrapartida, a velocidade de eliminação diminui devido à redução das concentrações do desinfetante

em solução ou à distribuição heterogênea dos microrganismos e do composto. Várias modificações à lei de Chick-Watson foram propostas para levar em conta estes desvios.

Nos Estados Unidos, o conceito de CT (C = concentração, T = tempo de detenção) é utilizado para determinar a dose necessária de desinfetante. O conceito é baseado na lei de Chick e em dados que indicam a dose necessária de um composto para atingir-se um nível de tratamento para valores específicos de pH e de temperatura. O tempo utilizado nesta abordagem é chamado de T-10, isto é, o tempo necessário para que 10% de um corante escoe pelo tanque. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos preparou uma tabela com valores de CT utilizados no projeto e na operação de sistemas de desinfecção.

EXEMPLO 10-11

Uma estação de tratamento de água foi concebida para tratar $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ de água. O cloro será usado como desinfetante. O valor de CT necessário na temperatura e no pH da água é $200 \text{ mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}$. O valor de t_{10} na câmara de contato é 100 min. A relação de t_{10} para t_0 é 0,7. Qual é o volume do tanque? Calcule a concentração de cloro média.

1. Para calcularmos o valor de t_0 , isto é, o tempo de detenção hidráulica, é preciso lembrar que t_0 e t_{10} não são iguais, porque a vazão na câmara de contato não é uniforme. Por exemplo, existe o risco de ocorrerem curtos circuitos hidráulicos entre a entrada e a saída do tanque, os quais fazem com que os tempos de detenção reais sejam menores do que o tempo de detenção hidráulica teórico.

$$\frac{t_{10}}{t_0} = 0,7$$

$$\frac{100 \text{ min}}{t_0} = 0,7$$

$$t_0 = 142 \text{ min ou cerca de } 145 \text{ min}$$

2. O volume do tanque pode ser calculado com base na definição de tempo de detenção.

$$t_0 = \frac{V}{Q}$$

$$V = (t_0)(Q) = (145 \text{ min})(0,1 \text{ m}^3/\text{s})(60 \text{ s/min})$$

$$= 870 \text{ m}^3$$

3. A concentração média de cloro pode ser calculada com base no valor de CT.

$$\text{CT} = 200 \text{ mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$C = \frac{200 \text{ mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}}{100 \text{ min}} = 2,0 \text{ mg/L}$$

Os desinfetantes e seus subprodutos

Os subprodutos dos desinfetantes. Estes compostos são formados quando os desinfetantes reagem com os brometos ou a matéria orgânica presentes na água potável durante o tratamento. Cada desinfetante produz subprodutos específicos e em diferentes quantidades. Os trihalometanos (THMs), os ácidos haloacéticos (AHAs), os bromatos e os cloritos estão entre os subprodutos de desinfetantes considerados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos nas regulamentações sobre a água potável.

Os **trihalometanos** (THMs) são representados por quatro compostos formados quando um desinfetante clorado reage com a matéria orgânica natural na água. Estes compostos são o cloroformio, o bromo-diclorometano, o di-bromo-clorometano e o bromoformio.

Os **ácidos haloacéticos** (AHAs) incluem os compostos formados quando certos desinfetantes reagem com as matérias orgânica e inorgânica na água. Os ácidos haloacéticos regula-

mentados, denominados AHA5, são os ácidos monocloroacético, dicloroacético, tricloroacético, monobromoacético e dibromoacético.

O bromato é formado quando o ozônio reage com o brometo encontrado naturalmente na água destinada ao tratamento.

O clorito pode ser formado durante a geração do dióxido de cloro.

O **bromato** (BrO_3^-) é um ânion inorgânico incolor e sem sabor, que dissolve prontamente na água e é estável. O bromato não ocorre em águas naturais, mas é formado quando o ozônio reage com o brometo presente na água. A concentração de bromato formada depende da dosagem e da localização da desinfecção. A redução da dosagem do ozônio ou a ozonização com várias doses baixas de ozônio, a diminuição do pH e a adição de amônia ou de peróxido de hidrogênio reduzem a taxa de formação de bromato. Embora a exposição ao bromato por períodos curtos não prejudique a saúde, a exposição por períodos prolongados aumenta o risco de câncer. O Serviço de Saúde do Canadá classificou o bromato como provável carcinógeno humano (há dados publicados para animais, não para humanos). A Organização Mundial da Saúde definiu um valor padrão temporário de $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

Como o bromato, o **clorito** (ClO_2^-) é um ânion incolor e sem sabor muito solúvel em água e estável, mas apenas na ausência de outros compostos reativos, como o cloro livre, por exemplo. O clorito não é encontrado na natureza. Ele é formado durante a geração do dióxido de cloro (ClO_2). Também é produzido durante o branqueamento da polpa de celulose e na desinfecção de esgotos municipais. A formação do clorito pode ser minimizada com o controle das reações envolvidas na geração do dióxido de cloro (reduzindo-se a demanda oxidante), e com a redução da exposição da água à radiação ultravioleta e à luz do sol. A exposição do clorito pode afetar o sistema nervoso de crianças jovens, recém-nascidos e até fetos. A anemia é outra doença causada pela exposição ao clorito.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos regulamentou o teor de trihalometanos totais (THMTs) em 1979. Estas regulamentações foram revisadas em 1998, quando o Código para Uso de Desinfetantes e Subprodutos da Desinfecção Etapa 1 foi publicado pela agência, como parte da Emenda Constitucional à Lei da Água Potável Segura. O código definiu o nível máximo de contaminante para THMTs e AHA5s em 80 ppb e 60 ppb, respectivamente. Os níveis máximos do bromato e do clorito também foram definidos para sistemas à base de ozônio e de dióxido de cloro, nesta ordem. A emenda constitucional, a qual foi apresentada em agosto de 2003 e promulgada em 15/12/2005, exige que as estações de tratamento identifiquem os pontos no sistema de distribuição com concentrações elevadas de desinfetantes e seus subprodutos. Estes pontos são utilizados no monitoramento dos parâmetros de tratamento. Diferentemente do Código Etapa 1, este código exige que as concentrações de THMTs e de AHA5s sejam calculadas como média anual localizada para cada ponto de monitoramento. O Código Etapa 1 exigiu que o monitoramento seja realizado com base na média anual das amostras em todos os pontos de monitoramento no sistema. Este novo método é mais conservador em relação à proteção à saúde humana. Um resumo das regulamentações sobre desinfetantes e seus subprodutos no Código Etapa 2 é dado na Tabela 10-4.

Desde a descoberta dos subprodutos da cloração na água potável em 1974, vários estudos toxicológicos e epidemiológicos demonstraram que muitos subprodutos da desinfecção eram carcinogênicos ou tinham potencial de causar doenças reprodutivas e de desenvolvimento em animais de laboratório. Numerosas incertezas permanecem acerca da validade dos resultados obtidos, motivando a comunidade científica a discutir a importância das contradições nos achados dessas pesquisas. Ao adotar uma abordagem conservadora, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos dá crédito às evidências publicadas em estudos epidemiológicos sobre a água potável clorada e por estudos toxicológicos sobre os subprodutos da desinfecção. Além disso, a agência destaca a importância dos riscos potenciais associados a estes compostos, e determina ações regulamentadoras, como as definidas no Código Etapa 1. Muitas pesquisas são realizadas para esclarecer os riscos associados à exposição aos subprodutos da desinfecção.

As reações do cloro na água

O cloro é o desinfetante mais utilizado nos Estados Unidos. Quando é empregado corretamente, o cloro é efetivo e prático. Além das vantagens em comparação a outros desinfetantes, seu efeito é duradouro e, portanto, garante a proteção prolongada do sistema de distribuição. O cloro

TABELA 10-4 Concentrações máximas estabelecidas para subprodutos da cloração

Subproduto da desinfecção	NMC*	Serviço de Saúde do Canadá	Organização Mundial da Saúde
THMT	80 ppb, média anual localizada	100 ppb	Clorofórmio: 200 ppb Bromo-diclorometano: 60 ppb Dibromo-diclorometano: 100 ppb Bromofórmio: 100 ppb
AHA5	60 ppb, média anual localizada	Em preparação	Ácido dicloroacético: 50 ppb Ácido tricloroacético: 100 ppb (provisório)
Bromato	10 ppb, média anual	10 ppb	10 ppb (provisório)
Clorito	1 ppm, média mensal	1 ppm (proposto para março de 2006)	0,7 ppm (provisório)

*Nível máximo de contaminante definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos no Código de Uso de Desinfetantes e Subprodutos da Desinfecção Etapa 1.

Fonte: Williams, LeBel, and Benoit, 1995; WHO, 2004.

atravessa a parede celular dos patógenos, destruindo as enzimas citoplasmáticas e acarretando a morte do microrganismo. É utilizado também no controle de limos e algas, na eliminação de componentes causadores de odores e de sabores desagradáveis na água, e na oxidação do ferro, do manganês e do sulfeto de hidrogênio. As principais desvantagens do cloro são a formação de subprodutos clorados durante a reação com a matéria orgânica na água e a pouca efetividade na desativação de oocistos de *Cryptosporidium*.

A efetividade do cloro depende de diversos fatores, como:

- A **dosagem** (isto é, a concentração). A concentração de cloro utilizada deve garantir a inativação dos microrganismos presentes na água. As águas naturais contêm contaminantes orgânicos e inorgânicos que reagem com o cloro e outros desinfetantes, entre os quais os metais reduzidos e a amônia. O Fe(II) e o Mn(II) reagem com o cloro para formar Fe(III) e Mn(IV). A amônia reage com o cloro, produzindo cloraminas. A matéria orgânica natural, formada durante a degradação de material vegetal e animal, também reage com o cloro. Para ser eficiente, o cloro deve ser adicionado em concentrações que excedam a demanda exercida por estas espécies químicas.
- O **tempo de contato**. O contato físico entre o cloro e os patógenos precisa ser longo o bastante para garantir a inativação.
- A **turbidez**. A presença de partículas, isto é, a turbidez, protege o patógeno contra os desinfetantes.
- **Outras espécies reativas**. A presença de espécies reativas como a amônia, por exemplo, consome desinfetante, afetando a inativação e produzindo compostos tóxicos, como vimos.
- O **pH**. O cloro é mais eficiente em meios com pH menor do que 7,5.
- A **temperatura da água**. A velocidade de desinfecção aumenta com a temperatura (contudo, o cloro perde estabilidade).

O cloro pode ser adicionado na forma gasosa (Cl_2), hipoclorito de sódio (NaOCl) ou de cálcio [$\text{Ca}(\text{OCl})_2$]. Na água, o gás cloro é rapidamente hidrolisado em HOCl e ácido clorídrico (HCl).



Esta reação é dependente do pH. Nas condições observadas na maioria dos sistemas de tratamento de água potável, a reação é completa e não há gás cloro dissolvido no meio. Uma vez que o ácido hipocloroso é um ácido fraco, ele dissocia, formando OCl^- , segundo a reação:



O valor de pK_a desta reação é 7,54 a 25°C. Em valores de pH maiores, todo o cloro está presente como OCI^- , ao passo que em pHs inferiores é o ácido hipocloroso que predomina. Este fato é importante, já que o ácido hipocloroso é um desinfetante mais poderoso do que o hipoclorito.

As cloraminas

As cloraminas são formadas na reação entre o ácido hipocloroso e a amônia:



A distribuição dos produtos da reação é determinada pelas velocidades de formação da monocloroamina e da dicloroamina, as quais dependem do pH, da temperatura, do tempo de reação e das relações entre as concentrações iniciais de $HOCl$ e de NH_3 . Relações $HOCl:NH_3$ elevadas, temperaturas baixas e valores reduzidos de pH promovem a formação da cloramina. As cloraminas recebem o nome genérico de **cloro combinado**. A soma das concentrações de cloro livre e de cloro combinado é chamada de **cloro total**. Embora as cloraminas sejam eficientes como desinfetantes, elas não têm o mesmo poder oxidante do cloro ou do ácido hipocloroso. As cloraminas não são normalmente utilizadas como desinfetantes primários no tratamento da água potável.

A Figura 10-21 mostra que as doses baixas de cloro são consumidas por espécies redutoras e matéria orgânica natural. Contudo, doses elevadas promovem a geração de cloraminas e compostos orgânicos clorados. Estes se formam a partir da reação do cloro com compostos orgânicos nitrogenados como proteínas e aminoácidos. Estas reações elevam os níveis de cloro residual por conta das concentrações altas de cloraminas (cloro combinado). Nestas concentrações, os compostos orgânicos clorados e as cloraminas sofrem oxidação, a qual reduz os teores de cloro residual. Com o tempo, quando todos os compostos foram oxidados, o teor de cloro residual atinge o valor mínimo, mas retorna a subir a partir deste ponto. Esta elevação ocorre devido à formação de cloro livre. O ponto em que a concentração de cloro atinge o valor mínimo é denominado ponto de ruptura ou *breakpoint*, e o processo é chamado de **cloração de ruptura** ou **cloração ao breakpoint**.

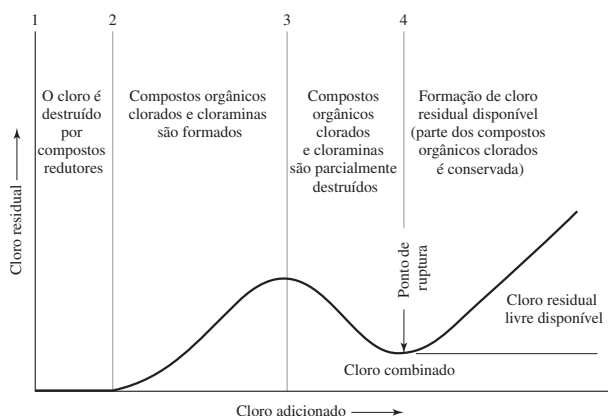


FIGURA 10-21 Curva do efeito da dosagem de cloro no cloro residual em águas contendo matéria orgânica natural e/ou amônia.

O dióxido de cloro

O dióxido de cloro (ClO_2) é um agente oxidante forte. O composto precisa ser produzido no local de uso, combinando-se cloro e clorito de sódio. O dióxido de cloro é utilizado como desinfetante primário, já que inativa bactérias e cistos. Nesses casos, a cloramina é empregada como desinfetante secundário de maneira a permitir a formação de cloro residual no sistema, já que o dióxido de cloro não se mantém em solução por tempo o bastante para ser útil como desinfetante no sistema de distribuição. A vantagem do dióxido de cloro em relação ao cloro está no fato de o composto não reagir naturalmente com a matéria orgânica para formar THMs. A principal desvantagem é o potencial de o dióxido de cloro produzir clorito e clorato, os quais são carcinógenos humanos prováveis.

A ozonização

O ozônio é um gás instável, com odor ligeiramente adocicado, cuja molécula é formada por três átomos de oxigênio (O_3). Devido a sua instabilidade, ele é produzido no local de uso a partir do ar ou do oxigênio. De modo geral, teor de ozônio no ar de saída dos equipamentos de produção do gás é 13%.

O ozônio é muito utilizado no tratamento da água potável na Europa, mas sua popularidade nos Estados Unidos vem aumentando. É um oxidante poderoso, mais forte do que o ácido hipocloroso. A Tabela 10-5 mostra os valores de CT para o ozônio, o dióxido de cloro e a cloramina para um grau de inativação de cistos de *Cryptosporidium* da ordem de 3 log (isto é, 99,9% de remoção), o que indica a efetividade do composto como desinfetante.

Além de ser um oxidante poderoso, o ozônio apresenta a vantagem de não formar THMs ou qualquer subproduto da desinfecção. Contudo, uma das desvantagens do gás está no fato de ele formar alguns compostos de baixo peso molecular capazes de reagirem com desinfetantes clorados para produzir aldeídos e cetonas cloradas. Outro problema com o uso do ozônio é que, a menos que os compostos de baixo peso molecular resultantes da reação do ozônio com a matéria orgânica natural sejam removidos, as bactérias podem voltar a colonizar os sistemas de distribuição de água potável, causando problemas de abastecimento. A exemplo do dióxido de cloro, o ozônio não persiste na água, onde se decompõe em oxigênio em questão de minutos. Logo, os sistemas de tratamento típicos adicionam ozônio à água bruta ou entre as lagoas de sedimentação como método de desinfecção primária, e adicionam cloramina após os filtros, como agente desinfetante no sistema de distribuição.

A radiação ultravioleta

A radiação ultravioleta (UV) tem a capacidade de inativar patógenos, e pode ser útil como desinfetante. A inativação de microrganismos pela radiação UV é resultado de uma reação fotoquímica com os ácidos nucleicos e outros compostos químicos vitais. Esta reação causa lesões ou mata o organismo exposto.

O comprimento de onda da radiação UV está no intervalo 200–315 nm. O parâmetro é usado como critério de classificação desta radiação: radiação UV de vácuo (100–200 nm),

TABELA 10-5 Valores de CT ($\text{mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}$) para 99,9% de inativação de cistos de *Giardia* em pH 6,0–9,0

Composto	Temperatura					
	1°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
Dióxido de cloro	81	54	40	27	21	14
Cloro	273	192	144	96	72	48
Ozônio	2,9	1,9	1,43	0,95	0,72	0,48
Cloraminas	3800	2200	1850	1500	1100	750

Fonte: U.S. EPA (1999).

Observação: o cloro a 1°C na verdade é cloro a 0,5°C; a dose de cloro é $1,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As outras doses não são especificadas; o pH para o cloro é 7,5; outros oxidantes são dados na faixa de 6 a 9.

UV-C(200–280 nm), UV-B (280–315 nm) e UV-A (315–400 nm). A lâmpada de mercúrio é uma fonte de radiação muito conhecida e utilizada. A faixa ótima da radiação UV para a desinfecção está entre 245 e 285 nm. A desinfecção com radiação UV utiliza lâmpadas de descarga de baixa pressão que emitem energia máxima com comprimento de onda 253,7 nm, lâmpadas de pressão média que emitem luz entre 180 e 1370 nm, ou lâmpadas que emitem luz em outros comprimentos de onda de forma intensamente pulsada.

A inativação dos microrganismos com radiação UV tem relação direta com a dose. A intensidade exigida para inativar cistos de protozoários e oocistos de *Giardia* e de *Cryptosporidium* é muito maior do que aquela indicada para a remoção de vírus e bactérias (U.S. EPA). A dose média de radiação UV necessária é calculada com:

$$D = IT \quad (10-32)$$

onde D = dose de radiação UV

I = intensidade média ($\text{mW} \cdot \text{s} \cdot \text{cm}^{-2}$)

T = tempo de exposição (s)

A dose da radiação UV necessária para a inativação efetiva é determinada com base em dados específicos sobre a qualidade da água e o grau de remoção desejado (em escala logarítmica). Uma vez que a intensidade tem efeito direto na dose, a eficácia germicida varia com a capacidade de a luz UV atravessar a água, até o microrganismo alvo. Portanto, para que a luz UV seja transmitida eficientemente em toda a coluna de água, as lâmpadas devem estar livres de substâncias aderentes e precipitados, e a água não pode apresentar cor e turbidez.

A velocidade da inativação dos microrganismos pela radiação UV é descrita com uma versão modificada da lei de Chick-Watson, a qual inclui os efeitos do comprimento de onda (Linden e Darby, 1997; MWH, 2005):

$$\left(\frac{dN}{dt} \right)_{\lambda} = I_{\lambda} N \quad (10-33)$$

Onde I_{λ} = intensidade germicida efetiva da radiação UV para o comprimento de onda, λ ($\text{mW} \cdot \text{cm}^{-2}$). Para mais de um valor de comprimento de onda, é preciso calcular a integral da função intensidade ao longo do espectro de radiação.

A maior parte dos reatores de radiação UV convencionais tem a forma de vaso fechado ou canal aberto. Os reatores de vaso fechado são os mais utilizados no tratamento da água potável. Os reatores fechados são mais fáceis de operar, ocupam pouco espaço, minimizam a exposição dos funcionários à radiação UV, evitam a emissão de contaminantes aéreos e seguem um projeto modular (U.S. EPA, 1996). A principal desvantagem da irradiação com luz UV é que sua capacidade de desinfecção não se conserva no sistema de distribuição. Além disso, a tecnologia tem custos elevados, em comparação com o uso de desinfetantes convencionais.

10-7 OS OUTROS MÉTODOS DE TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL

Os processos em membrana

As membranas atuam como barreiras seletivas e semipermeáveis. A passagem de determinada substância por uma membrana exige uma força (isto é, uma diferença de potencial entre as duas superfícies da membrana). Na maioria dos sistemas de tratamento de água potável baseados no uso de membranas, esta força é a pressão mecânica. Como mostra a Figura 10-22, a filtração em membrana pode ser classificada segundo o tamanho das partículas ou íons removidos. A microfiltração e a ultrafiltração são baseadas na retenção e na exclusão por tamanho de partícula em pressões baixas (normalmente entre 20 e 275 kPa). A microfiltração (MF) é útil na remoção de partículas com mais de 50 nm e permite a retirada de bactérias da ordem de diversos pontos na escala logarítmica. Contínuo, o método não é muito eficiente na retirada de vírus, já que permite remover estes organismos em apenas 2 ou 3 log (U.S. EPA, 2001). A ultrafiltração (UF) remove partículas com mais de 2 nm e garante a remoção de vírus maior do que 4 log (U.S. EPA, 2001).

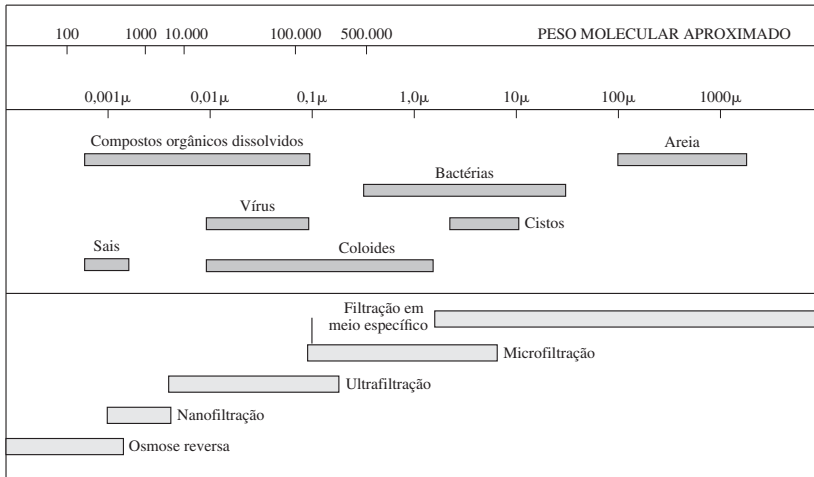


FIGURA 10-22 A classificação dos processos de filtração em membrana.

Hoje, os processos em membrana ganham espaço no tratamento de água potável, por conta da capacidade de remoção de partículas pequenas, inclusive de oocistos de *Cryptosporidium* e de cistos de *Giardia*. Em comparação com os métodos convencionais de desinfecção, os processos em membrana permitem obter água de melhor qualidade e minimizar a demanda de desinfetante. Outras vantagens incluem o tamanho compacto, a facilidade de operação, a menor manutenção e a redução das quantidades de lodo formado.

O desempenho destas modalidades de filtração é baseado na vazão de água e na retenção de diversos constituintes, como materiais particulados, bactérias e/ou vírus. O fluxo de água purificada através de uma membrana é diretamente proporcional à pressão transmembrana e inversamente proporcional à viscosidade da água. Dito de outro modo, o parâmetro é influenciado pela temperatura desta. Além disso, o fluxo de água varia com o inverso do coeficiente de resistência da membrana, o qual mede o grau de impedimento do movimento da água pelo material da membrana ou pelo material que se deposita na superfície desta. O fluxo volumétrico (J) é descrito pela expressão:

$$J = \frac{Q_F}{A} = \frac{\Delta P}{\mu R_m} \quad (10-34)$$

onde J = fluxo volumétrico de água através da membrana ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

Q_F = vazão volumétrica da água pura ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

A = área superficial da membrana limpa (m^2)

ΔP = pressão transmembrana (kPa)

μ = viscosidade dinâmica ($\text{Pa} \cdot \text{s}$)

R_m = coeficiente de resistência da membrana (m^{-1})

A retenção é uma medida do grau em que os constituintes presentes na água de alimentação são impedidos de atravessar a membrana semipermeável:

$$R = 1 - \left(\frac{C_{\text{permeado}}}{C_{\text{alimentação}}} \right) \quad (10-35)$$

onde R = retenção (adimensional)

C_{permeado} = concentração do constituinte no permeado ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

$C_{\text{alimentação}}$ = concentração do constituinte na água de alimentação ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

EXEMPLO 10-12

Você foi encarregado de projetar um sistema de filtração em membrana para a estação de tratamento de água potável do município. A vazão de projeto é $0,100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A temperatura da água varia entre 5°C no inverno e 22°C no verão. A membrana escolhida tem pressão transmembrana igual a 200 kPa e coeficiente de resistência de $4,2 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$. Testes preliminares revelaram que a pressão transmembrana de operação não pode exceder 80% da pressão transmembrana máxima. Calcule a área da membrana.

Solução Uma vez que o fluxo de água é diretamente proporcional à temperatura, o sistema de membrana deve ser projetado para as condições observadas no inverno, quando a viscosidade da água é maior e o fluxo é reduzido.

$$J = \frac{Q_F}{A} = \frac{\Delta P}{\mu R_m}$$

$$A = \frac{(0,100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1,519 \times 10^{-3} \text{ Pa} \cdot \text{s})(4,2 \times 10^{12} \text{ m}^{-1})}{(0,80)(200 \text{ kPa})(1000 \text{ Pa/kPa})} = 3987 \text{ m}^2 \approx 4000 \text{ m}^2$$

A nanofiltração (NF) e a osmose reversa (OR) podem ser adotadas na remoção de sais e de compostos orgânicos dissolvidos de baixo peso molecular. A pressão de operação nestes processos de filtração precisa exceder a pressão osmótica da água sendo tratada, a qual então atravessa a membrana, deixando para trás uma solução concentrada. As membranas utilizadas na nanofiltração são capazes de reter porcentagens elevadas de íons multivalentes e cátions bivalentes ao mesmo tempo em que deixam passar íons monovalentes. A osmose reversa retira substâncias iônicas muito pequenas, da ordem de 1 a $15 \text{ \AA}$ de diâmetro.

O destino dos sais e da matéria particulada retidos nos sistemas de filtração em membrana é descrito com uma abordagem simplificada ao balanço de massa. Para a água, o balanço de massa é:

$$Q_F = Q_p + Q_c \quad (10-36)$$

onde Q_c = vazão do concentrado no fluxo de material retido ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

Q_p = vazão do permeado ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)

Uma vez que os sais e/ou o material dissolvido são conservados, o balanço de material pode ser escrito como:

$$Q_F C_F = Q_p C_p + Q_c C_c \quad (10-37)$$

onde C_F = cálculo do sal ou do material dissolvido na água de alimentação ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

C_c = concentração do sal ou do material dissolvido no concentrado ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

C_p = concentração do sal ou do material dissolvido no permeado ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Na osmose reversa, o fluxo de água é proporcional à variação da pressão transmembrana (ΔP) e a $\Delta \pi$, a diferença entre os valores de pressão osmótica das soluções de alimentação e de permeado. O fluxo é descrito com a equação:

$$J = k_w (\Delta P - \Delta \pi) \quad (10-38)$$

onde k_w = coeficiente de transferência de massa para o fluxo de água ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{kPa}$)

$\Delta \pi$ = variação nas pressões osmóticas da alimentação e do permeado (kPa)

A pressão osmótica é determinada utilizando-se a equação:

$$\pi = i \phi CRT$$

onde i = número de íons por mol produzidos durante a dissociação do soluto

ϕ = coeficiente osmótico (adimensional)

C = concentração de todos os solutos ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)

R = constante universal dos gases, $8,314 \text{ kPa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

T = temperatura (K)

Para o NaCl, por exemplo, o número de íons por mol (i) seria 2. O coeficiente osmótico ϕ é função da natureza e da concentração do sal. O valor para o NaCl varia entre 0,93 e 1,03 na faixa de concentração de 10 a 120 g/L de sal. A água do mar tem coeficiente osmótico na faixa de 0,85 a 0,95.

A força que conduz os solutos através da membrana é o gradiente de concentração. O fluxo de soluto é:

$$J_s = k_s(\Delta C) \quad (10-39)$$

onde J_s = fluxo mássico do soluto ($\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)

K_s = coeficiente de transferência de massa do fluxo do soluto ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$)

ΔC = gradiente de concentração na membrana ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

Na osmose reversa, a retenção é definida de modo análogo ao demonstrado para a micro- e a ultrafiltração. A recuperação é a relação entre a vazão do permeado e a vazão de água:

$$r = \frac{Q_p}{Q_F} \quad (10-40)$$

onde Q_p = vazão do permeado ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Por exemplo, se a recuperação é de 80%, então 80% da vazão da alimentação são convertidos em permeado e 20% são retidos (concentrado). O balanço de massa descrito na Equação 10-37 revela que o nível de sais no concentrado (fluxo de retidos) seria cinco vezes maior do que a concentração na vazão de alimentação, se 100% do sal fosse retido. É por esta razão que o descarte do concentrado pode causar problemas.

EXEMPLO 10-13

Uma unidade de dessalinização trata água do mar com $30.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sal a uma vazão de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A recuperação é 70%. A retenção do sal é 99,5%. Calcule a concentração do sal no concentrado.

Solução Sabendo-se que $Q_F = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e que a recuperação é 70%:

$$Q_p = (0,70)(1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) = 1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$Q_C = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} - 1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} = 0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Uma vez que a retenção do sal é 99,5%, a concentração do sal na vazão do permeado é:

$$C_p = (1 - 0,995)(30.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) = 150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Utilizando-se a Equação 10-37:

$$Q_F C_F = Q_p C_p + Q_C C_C$$

$$(1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(30.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) = (1,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) + (0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(C_C)$$

$$C_C = 99.650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ ou cerca de 3,3 vezes a concentração do sal na água de alimentação.}$$

A maior parte das membranas utilizadas no tratamento de água potável é polimérica. Os polímeros mais empregados na fabricação destas membranas são o polipropileno, o difluoreto de polivinila e o acetato de celulose. Estes materiais têm diferentes valores de carga superficial, de hidrofobicidade e de resistência ao pH e à ação de oxidantes. Dito de outro modo, as propriedades distintas destas membranas permitem reter partículas e íons de tipos e tamanhos variados.

Um dos principais desafios na filtração em membrana é o gasto com energia, o qual aumenta com a queda do fluxo do permeado em função do acúmulo de material retido na superfície das membranas (fouling). A obstrução reduz a quantidade de água tratada e a vida útil da membrana.

Além disso, é necessário limpá-la com maior frequência. A principal causa do fouling das membranas é o acúmulo de matéria orgânica. A incidência do fouling é influenciada pela concentração e pela natureza das partículas e dos solutos presentes na água, pela hidrodinâmica do sistema e pelas características da superfície da membrana. Muitas pesquisas são realizadas para solucionar o problema do entupimento das membranas nos sistemas de tratamento de água potável.

O desempenho da filtração em membrana é o principal fator na viabilidade econômica destes sistemas. Os custos operacionais dos equipamentos podem ser reduzidos diminuindo-se a frequência de entupimento das membranas e/ou adotando-se membranas mais grosseiras. Apesar de serem mais permeáveis (o que permite a passagem de vazões maiores), estas membranas têm eficiência contestável na remoção de microrganismos. Portanto, o seu uso é indicado somente quando outros processos são implementados para remover os microrganismos da água potável ou quando a membrana aceita modificações para melhorar o desempenho no tratamento.

Os processos de oxidação avançados

Os processos de oxidação avançados (POAs) são adotados para produzir radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$). Os radicais hidroxila são agentes oxidantes altamente reativos e não seletivo, capazes de decompor muitos compostos orgânicos. Os dois POAs mais comuns são combinações de métodos que usam ozônio e peróxido de hidrogênio, ou ozônio e radiação UV. A maior aplicação destes processos é a oxidação de compostos químicos que não podem ser removidos por outros meios.

A adsorção em carvão

A adsorção em carvão ativado no tratamento da água potável é essencialmente idêntica ao processo descrito no Capítulo 2, Seção 2-5, quando vimos que as partículas do solo têm a capacidade de reter compostos químicos em sua superfície. No tratamento de água, o adsorvente, isto é, as partículas sólidas, é o carvão ativado granular ou em pó. O carvão ativado é muito utilizado na remoção de substâncias causadoras de odor e sabor na água, além de alguns compostos orgânicos sintéticos. A principal desvantagem deste material diz respeito ao fato de os compostos mais problemáticos não serem destruídos, mas transferidos de uma matriz (a água), para outra (o carvão). Outro aspecto importante é que, quando o carvão é utilizado na remoção de compostos apolares, um filtro de carvão granular não dura mais do que 90 a 120 dias antes de perder a capacidade de adsorção. Por conta de uma vida útil tão curta, o carvão granular precisa ser regenerado em um processo caro, realizado por aquecimento a cerca de 900°C, o qual retira os compostos orgânicos adsorvidos. Embora possa ser empregado para remover THMs, a capacidade do o carvão ativado granular nesses casos é muito baixa, e o material não resiste por mais de 30 dias.

A aeração

A aeração é utilizada no tratamento da água potável sobretudo para oxidar o ferro e remover compostos orgânicos voláteis. O ferro solúvel pode ser removido segundo a reação:



A velocidade da oxidação do Fe(II) é expressa pela lei da velocidade (Stumm e Morgan, 1996).

$$\frac{-d[\text{Fe(II)}]}{dt} = \frac{k[\text{O}_2(aq)]}{[\text{H}^+]^2} [\text{Fe(II)}] \quad (10-42)$$

onde $k = 3 \times 10^{-12} \text{ min}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ a 20°C. Em valores de pH acima de 7, a velocidade de oxidação do ferro é alta (mais de 90% de remoção, em menos de 10 minutos).

A oxidação do manganês é mais lenta do que a do íon ferroso. Em temperaturas típicas, se o pH estiver abaixo de 9, o processo não ocorre extensivamente sem um catalisador.

A aeração também é útil na remoção de compostos químicos voláteis como o tricloroetileno e o tetracloreto. Quando é utilizada para este fim, o gás de exaustão precisa ser tratado para evitar a emissão destes compostos na atmosfera. A operação em contrafluxo, a qual lava o gás

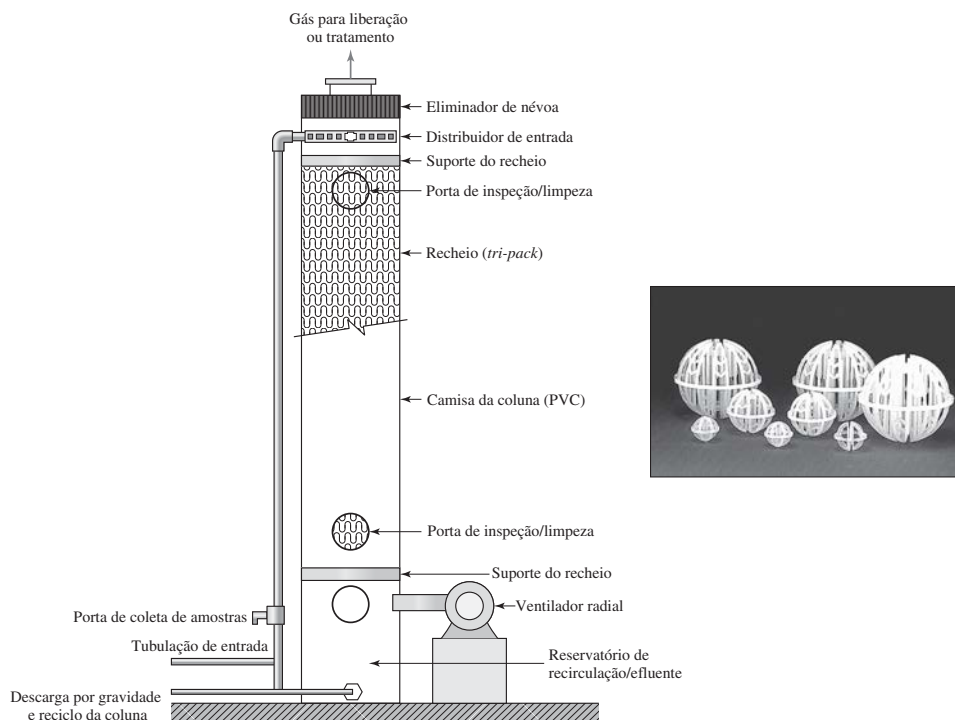


FIGURA 10-23 Unidade de lavagem de ar.

com um fluxo de água em direções opostas, é adotada para remover o máximo possível destes compostos voláteis.

Uma unidade típica de lavagem é mostrada na Figura 10-23.

10-8 A GESTÃO DOS RESÍDUOS DO TRATAMENTO DA ÁGUA POTÁVEL

As estações de tratamento de água potável geram uma variedade de materiais residuais que podem ser divididos em cinco categorias genéricas.

1. A sedimentação do lodo formado durante a remoção da turbidez utilizando-se sulfato de alumínio ou sais de ferro.
2. Água de lavagem e os sólidos que contém.
3. Os lodos resultantes do abrandamento.
4. Os materiais residuais líquidos da recuperação do trocador iônico, da osmose reversa ou de carvão ativado usado.
5. Fluxos de ar gerados durante os processos de aeração.

Lodo é o nome genérico dado aos compostos químicos precipitados e outros materiais removidos da água para torná-la potável e palatável. O tratamento satisfatório e o descarte adequado do lodo das estações de tratamento da água potável normalmente são as operações mais caras nessas estações.

O lodo retirado das unidades de coagulação e de abrandamento é composto sobretudo de água (até 98%). Logo, uma massa de 20 kg de precipitado químico sólido é acompanhada por uma massa de 980 kg de água. Supondo-se que as densidades da água e do precipitado sejam

idênticas (uma hipótese inadequada), cerca de 1 m^3 de lodo é gerado para cada 20 kg de compostos adicionados à água. Mesmo em unidades pequenas (com vazão de $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, por exemplo), esta proporção implica uma vazão anual de $800 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ de lodo, o que representa um volume expressivo.

O programa mais lógico para o tratamento de lodo prevê a utilização dos seguintes passos no descarte do resíduo:

1. A minimização da geração do lodo
2. A recuperação química dos precipitados
3. O tratamento do lodo para reduzir o volume do material
4. O descarte final segundo métodos seguros para o meio ambiente

A análise do balanço de massa

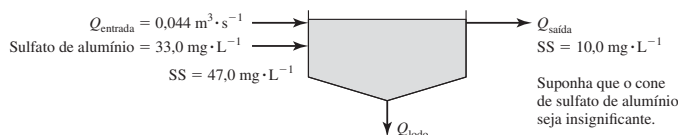
A produção de lodo clarificado pode ser estimada utilizando-se um balanço de massa da lagoa de sedimentação. Uma vez que não há reação envolvida, a Equação do balanço de massa (4-2) é reduzida a:

$$\text{Velocidade de acumulação} = \text{velocidade de entrada} - \text{velocidade de saída} \quad (10-43)$$

EXEMPLO 10-14

Uma unidade de coagulação com vazão de $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ utiliza apenas sulfato de alumínio, na concentração de $33,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A concentração de sólidos suspensos na água de entrada é $47,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A concentração de sólidos suspensos no efluente é $10,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, o teor de sólidos no lodo é $1,05\%$ e a gravidade específica destes é $2,61$. Qual é o volume de lodo descartado por dia?

Solução O diagrama do balanço de massa do tanque de sedimentação é mostrado abaixo:



O primeiro passo é realizar o balanço de massa dos sólidos suspensos.

$$C_{\text{entrada}} = 47,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$C_{\text{saída}} = 10,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Logo, para cada litro de água tratada ($47,0 - 10,0$), ou $37,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sólidos suspensos são removidos na forma de lodo, a cada dia. A massa de lodo produzida é:

$$\begin{aligned} Q_{\text{entrada}} C_{\text{removido}} &= (0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(37,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) \\ &\quad \times (10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}) \\ &= 140,66 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

É preciso calcular a quantidade de lodo gerada com a adição de sulfato de alumínio. Utilizando a Equação 10-1, vemos que dois moles de hidróxido de alumínio $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ são produzidos para cada mol de sulfato de alumínio adicionado. O peso molecular do sulfato de alumínio é $594,35 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$. O peso molecular do hidróxido de alumínio é $78,00 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$. Portanto, utilizamos as relações estequiométricas para obter a dose de sulfato de alumínio em moles por litro.

$$\left(\frac{33,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{594,35 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} \right) \left(\frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}} \right) = 5,55 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

A concentração do hidróxido de alumínio precipitado é:

$$= \left(\frac{2 \text{ mol de sulfato de alumínio } \text{Al}(\text{OH})_3}{\text{mol de sulfato de alumínio}} \right) (5,55 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}) = 1,11 \times 10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

A conversão da concentração de hidróxido de alumínio em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ dá:

$$(1,11 \times 10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1})(132 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}) = 14,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Logo, a massa de lodo de hidróxido de alumínio produzida a cada dia é:

$$(0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(14,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(1000 \text{ L} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{mg}^{-1}) \\ = 55,2 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A quantidade total de lodo gerada é:

$$140,66 + 55,2 = 195,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Uma vez que esta massa é seca e que o lodo tem apenas 1,05% de sólidos, precisamos considerar o volume de água na estimativa do volume de lodo descartado diariamente. O teor de sólidos é definido pela expressão:

$$\text{Teor de sólidos (\%)} = \frac{\text{massa}_{(\text{sólidos})}}{\text{massa}_{(\text{sólidos})} + \text{massa}_{(\text{água})}} \times 100$$

$$1,05 = \frac{195,9}{195,9 + \text{massa}_{(\text{água})}} \times 100$$

$$\text{Massa}_{(\text{água})} = 19.380 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Usaremos a definição de densidade (massa por volume unitário) para calcular o volume de lodo e de água. A gravidade específica dos sólidos é 2,65 e a densidade da água é $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

$$\text{Volume} = \frac{\text{massa}}{\text{densidade}}$$

$$V_T = \text{volume de sólidos} + \text{volume de água}$$

$$= \frac{195,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}}{2,65 \times 1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} + \frac{19.380 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}}{1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}}$$

$$= 0,074 + 19,4$$

$$= 19,5 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Os sólidos respondem por uma parcela muito pequena do volume total. Por essa razão, a desidratação do lodo é uma etapa importante no processo de tratamento de água.

O tratamento do lodo

O tratamento de resíduos sólidos e líquidos gerados nos processos de obtenção da água potável requer a separação dos constituintes sólidos e presentes nela. A extensão desta separação depende do método de descarte adotado.

Várias metodologias de tratamento de lodo são adotadas no setor de abastecimento de água. A Figura 10-24 mostra as etapas mais comuns do tratamento do lodo, as quais podem ser combinadas segundo a necessidade em termos das opções de descarte e das especificações da concentração de sólidos na torta de lodo. Na maioria das vezes, o descarte deste lodo em aterros sanitários considera a facilidade de manuseio, o que impõe algumas restrições relativas ao tipo de equipamento de desidratação. Outro aspecto importante diz respeito aos métodos e aos custos

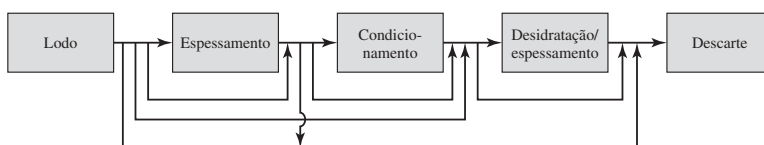


FIGURA 10-24 As etapas do tratamento do lodo de estações de tratamento de água potável.

TABELA 10-6 Concentrações de lodo em função do sistema de espessamento utilizado

	Lodo de cal (%)	Lodo de coagulação (%)
Espessamento por gravidade	15–30	3–4
Centrifugação em tambor	10–15	
Centrifugação em peneira rotativa	55–65	10–20
Filtração em filtro-prensa de esteira	10–15	
Filtração a vácuo	45–65	N/D
Filtração sob pressão	55–70	30–45
Secagem em leito de areia	50	20–25
Lagoas de armazenamento	50–60	7–15

de transporte do lodo, os quais podem afetar a decisão sobre o grau em que o lodo deverá ser desidratado. O critério do grau de desidratação não deve ser a concentração de sólidos, mas a concentração dos sólidos que facilitem as operações de manuseio, transporte e descarte.

A Tabela 10-6 mostra as concentrações finais de sólidos obtidas utilizando-se diferentes dispositivos de desidratação de lodos obtidos por coagulação e com cal.

Por exemplo, uma torta de lodo com 35% de sólidos teria consistência semelhante à da manteiga, ao passo que um lodo com 15% de sólidos lembra o alcatrão.

O lodo gerado no clarificador ou no tanque de sedimentação é espessado. O espessamento é importante no contexto das metodologias de tratamento subsequente, já que remove a maior parte da água e ajuda a controlar as vazões nos equipamentos utilizados. A Equação 10-44 permite estimar a redução do volume do lodo:

$$\frac{V_2}{V_1} = \frac{P_1}{P_2}$$

(10-44)

- onde V_1 = volume do lodo antes do espessamento (m³)
- V_2 = volume do lodo após o espessamento (m³)
- P_1 = concentração de sólidos antes do espessamento (%)
- P_2 = concentração de sólidos após o espessamento (%)

De modo geral, o espessamento é realizado em tanques cilíndricos semelhantes aos clarificadores (Figura 10-25). Os espessadores são projetados com base em avaliações prévias de dados de instalações semelhantes. As vazões de alimentação dos lodos produzidos com cal e com coagulantes normalmente estão entre 100 e 200 kg · dia⁻¹ · m⁻² e entre 15 e 25 kg · dia⁻¹ · m⁻², respectivamente.

Após o espessamento, a desidratação do lodo é realizada por meios mecânicos ou não. Os métodos não mecânicos preveem o espalhamento do lodo, o que permite que a água livre escorra naturalmente e o restante evapore. É possível elevar a quantidade de água livre utilizando-se

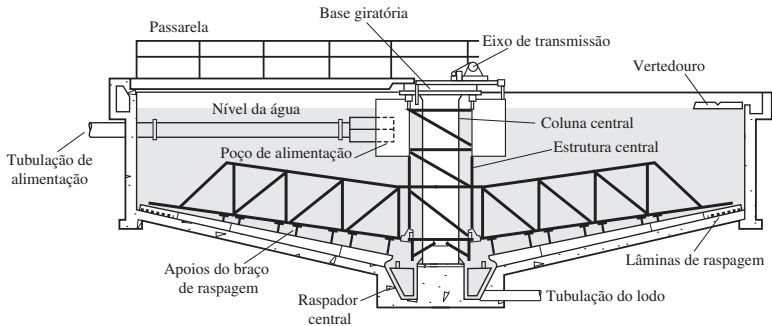


FIGURA 10-25 Espessador de fluxo contínuo por gravidade.

ciclos de congelamento e descongelamento. Já a desidratação mecânica é baseada em algum dispositivo capaz de forçar a saída da água restante no lodo espessado.

Iniciamos nossa discussão com os métodos não mecânicos.

As lagoas. Em linguagem simples, uma **lagoa** é um espaço escavado dedicado à retenção do lodo. As lagoas podem ser construídas para a estocagem ou a desidratação de lodos. As **lagoas de estocagem** são projetadas para armazenar e coletar os sólidos por determinado período. De modo geral, estas lagoas permitem a decantação dos sólidos, mas não são equipadas com um sistema de drenagem subterrânea. O fundo deve ser impermeável, para impedir a contaminação das águas subterrâneas. Quando a capacidade de estocagem é atingida ou a quantidade do material decantado ultrapassa a capacidade de descarga, a lagoa deve ser desativada ou limpa. Para facilitar a secagem, a água livre é removida por bombeamento, o que deixa um lodo úmido no fundo da lagoa. A concentração de sólidos em lodos obtidos por coagulação nunca é maior do que 7 a 10% nessas lagoas. Os sólidos restantes devem ser removidos, mas em alguns casos é possível mantê-los no fundo da lagoa, para que sequem por evaporação. Dependendo da espessura da camada de sólidos úmidos, a evaporação pode se prolongar durante anos. Isso se deve à formação de crostas na superfície do lodo, as quais dificultam a evaporação da água presente nas regiões mais profundas do material.

A principal diferença entre uma **lagoa de desidratação** e uma lagoa de estocagem é que a primeira tem uma camada de areia e um dreno subterrâneo semelhantes aos vistos em leitos de secagem. O objetivo das lagoas de desidratação é a obtenção de uma torta de lodo desidratado. A vantagem de uma lagoa de desidratação sobre um leito de secagem é que a armazenagem ocorre no interior do sistema. O objetivo é obter o máximo em termos de sólidos e tornar mais prático o manuseio do lodo em dias chuvosos. Comparadas com os leitos de secagem convencionais, os leitos de areia têm a desvantagem de se entupirem com o uso, o que aumenta a área superficial necessária. O tratamento com polímeros é útil para controlar o entupimento.

Os leitos de secagem em areia. Os leitos de secagem em areia são baseados no princípio, bastante simples, de espalhar o lodo em uma superfície e deixar que ele seque. A maior parte da água é removida por drenagem ou decantação. O restante é evaporado, até que a concentração final de sólidos específica é alcançada. Os leitos de secagem em areia mais simples são construídos limpando-se um terreno e descartando-se nele o lodo. Em contrapartida, alguns sistemas sofisticados de secagem automatizada são utilizados em situações específicas.

A desidratação de lodo em leitos de areia é realizada com base em dois métodos elementares: a drenagem e a evaporação. A remoção da água presente no lodo por drenagem é um processo de duas etapas. Na primeira, a água é drenada do lodo para a areia e então para o dreno subterrâneo. Este processo dura alguns dias, até o leito de areia ser obstruído pelas partículas finas ou toda a água livre ter sido drenada. A drenagem por decantação é realizada quando uma camada de sobrenadante é formada (isto é, nos casos em que é possível remover a água superficial do leito). A decantação para remover a água da chuva é muito importante no manuseio de lodos que não formam crostas superficiais.

A água que não drena ou não é decantada acaba evaporando com o tempo. A precipitação tem papel decisivo neste aspecto. Um leito de areia na cidade de Phoenix, no Arizona, por exemplo, seria mais eficiente do que um leito em Seattle.

Dependendo de suas características, o filtrado obtido dos leitos de secagem em areia pode ser reciclado, tratado ou despejado em um curso de água. Testes em laboratório e em campo são úteis na tomada de decisão sobre o destino do filtrado.

Tratamento por congelamento. Os resultados da desidratação segundo métodos não mecânicos são melhorados com a adoção de ciclos alternados de congelamento e descongelamento. Neste processo, a desidratação ocorre quando a água que envolve as partículas do lodo congela, separando-se delas. Ele ocorre em dois estágios. No primeiro, as moléculas de água congelam de forma seletiva, desidratando as partículas sólidas, e o volume do lodo diminui. No segundo, o lodo é descongelado, e as partículas assumem formatos granulares. Este material grosseiro sedimenta com facilidade, conservando a forma e o tamanho recém-adquiridos. Este processo permite separar a água do material sólido do lodo com facilidade, o qual pode então ser descartado em aterros sanitários.

O sobrenadante resultante do processo é decantado, e os sólidos do lodo desidratam naturalmente por drenagem e evaporação. Sistemas em escala-piloto são úteis para avaliar a eficiência

deste método e definir as especificações de projeto. A instalação de alguma forma de proteção contra a precipitação garante a eficiência do processo de congelamento/descongelamento.

A centrifugação. A centrifugação utiliza a força centrífuga para separar o líquido e as partículas do lodo. Em uma unidade de centrifugação típica (Figura 10-26), o lodo é bombeado em um tanque cilíndrico horizontal que tem rotação entre 800 e 2000 rpm. Polímeros condicionadores são injetados na centrífuga. Com a rotação, os sólidos são impelidos para as paredes do tanque, de onde são retirados por um raspador tipo rosca sem fim. O líquido (chamado de centrado) é devolvido à estação de tratamento. As centrífugas são muito sensíveis a variações na concentração e na composição do lodo. A eficiência do processo também depende da quantidade de polímero empregada.

A filtração a vácuo. Um filtro a vácuo é composto de um cilindro coberto com um material ou tecido filtrante. O cilindro é posto em rotação parcialmente submerso em um tanque contendo lodo condicionado (Figura 10-27). O ar no interior do cilindro é bombeado para fora, gerando vácuo que, por sua vez, suga o líquido no tanque. Neste processo, os sólidos são retidos no meio filtrante, formando a torta de filtrado. Raspadores retiram a torta da superfície do filtro durante a rotação, e o ciclo reinicia.

Filtro-prensa de correia. No filtro de correia, a torta de lodo é conduzida entre duas correias que transitam entre rolos. Estes imprimem uma curvatura nas correias e, portanto, na torta. As forças compressivas resultantes da curvatura retiram a umidade retida na torta. A remoção da umidade é contínua, realizada em um ou mais estágios (Figura 10-28).

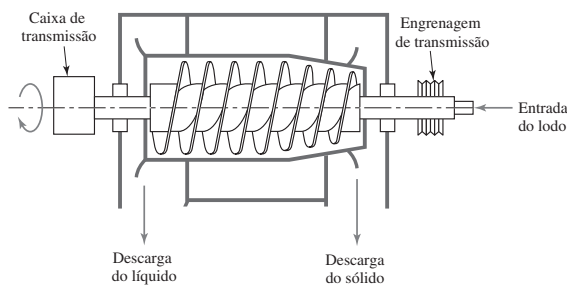


FIGURA 10-26 Esquema de uma centrífuga horizontal.

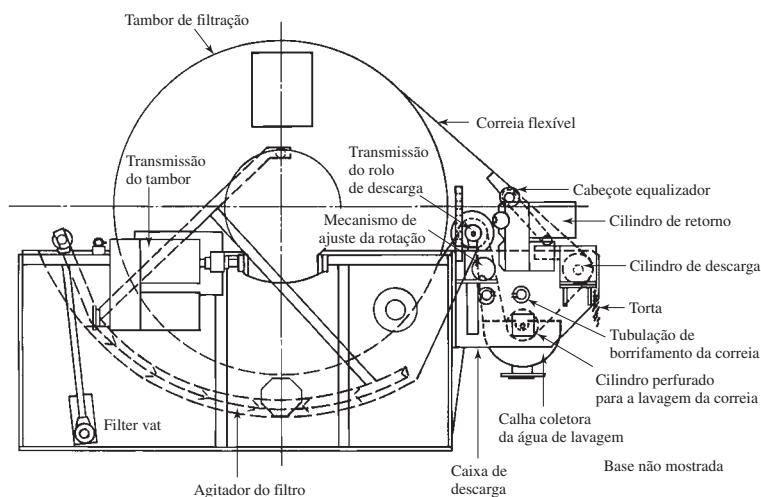
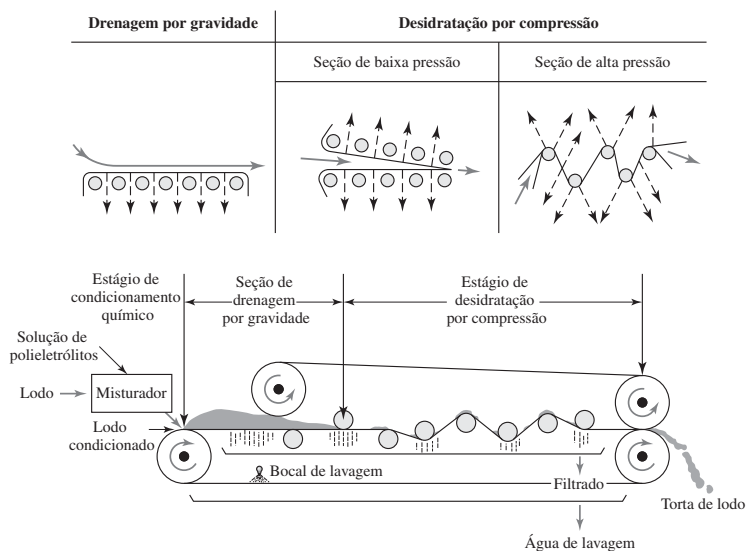


FIGURA 10-27 Esquema de um filtro a vácuo.

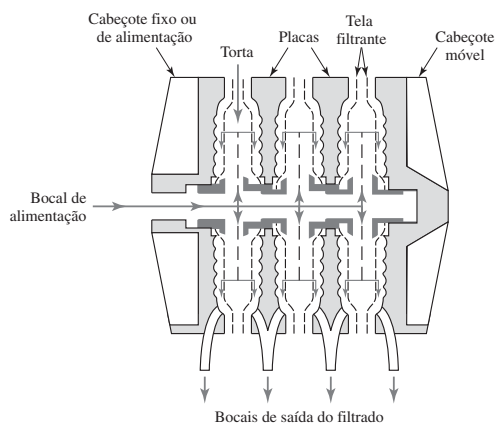
**FIGURA 10-28**

Esquema de um filtro-prensa de correia.

Os filtros-prensa de placas. Os principais componentes deste tipo de filtro são as placas verticais dispostas em série. Cada placa tem um recesso na superfície vertical, no qual ficam as malhas filtrantes. As placas são montadas em uma estrutura composta de dois cabeçotes unidos por barras horizontais paralelas. A Figura 10-29 apresenta a seção transversal de um filtro-prensa de placas. O lodo condicionado é bombeado no interior do equipamento, onde passa por orifícios de alimentação entre as placas, ao longo do comprimento horizontal da estrutura. Neste trajeto, o lodo entra nos recessos das placas, onde a torta é formada e aumenta de tamanho durante a operação. No momento em que não há mais espaço para a formação de torta, a injeção de lodo é interrompida.

O descarte final

Os resíduos restantes ao final dos processos de tratamento de lodo precisam ser descartados de forma adequada. Entre as muitas alternativas disponíveis, o descarte em aterro sanitário e o espalhamento são as mais práticas.

**FIGURA 10-29** Seção transversal de um filtro-prensa de placas de volume fixo.

Nos Estados Unidos, a aplicação dos resíduos do tratamento da água potável em terrenos apropriados é regulamentada pela Lei de Conservação e Recuperação de Recursos e por determinações específicas na esfera estadual e municipal. Os lodos gerados no abrandamento com cal são aplicados em diversos tipos de terreno. Contudo, estes lodos são especialmente vantajosos quando utilizados em terras tratadas com fertilizantes nitrogenados, os quais reduzem o pH do solo. A aplicação destes lodos eleva o pH e os teores de cálcio disponível.

Os lodos do tratamento da água podem ser descartados com biosólidos gerados nas estações de tratamento de águas residuárias municipais. Esta opção é interessante do ponto de vista tanto da estação de tratamento da água potável, como da unidade que trata o esgoto. Os dois tipos de lodo são permitidos e considerados resíduos sólidos equivalentes.

Outras vantagens incluem a aplicação na vegetação de turfa, na produção de cimento e tijolos, na cobertura de aterros e na construção do subleito de rodovias. Os lodos do tratamento de água potável também são misturados à camada fértil do solo e à matéria orgânica. O produto composto é rico em nutrientes e tem elevada capacidade de retenção de água.

Como veremos no Capítulo 13, os resíduos sólidos municipais podem ser descartados em aterros, quando não houver alternativa. Estes aterros são estruturas de engenharia projetadas, localizadas, operadas, monitoradas (durante e após o funcionamento), recuperadas (quando necessário) e financiadas segundo legislações específicas promulgadas para proteger o meio ambiente e a saúde humana. Os aterros novos são concebidos como ponto de descarte e tratamento capazes de emitir gases potencialmente nocivos. Contudo, em alguns casos estes gases são utilizados na geração de energia. Os lodos orgânicos podem ser incinerados, e suas cinzas são aplicadas na terra.

Os lodos também atuam como condicionadores de solo e substratos para plantas. As principais preocupações relativas a estas aplicações dizem respeito à liberação de organismos patogênicos e à presença de compostos tóxicos. Ao contrário dos lodos do tratamento de águas residuárias, os lodos da purificação da água para consumo humano raramente têm teores de matéria orgânica altos, cuja decomposição poderia ser problemática.

No passado, o descarte de lodos no oceano era prática comum. Porém, com a crescente preocupação com degradação dos ambientes marinhos, este método tornou-se inaceitável. Hoje, a Lei de Proibição do Descarte Oceânico nos Estados Unidos, de 1988, impede a prática, como vimos no Capítulo 9.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações.

1. Defina patógeno, Lei da Água Potável Segura, NMC, meta de NMC, COVs, COSs, THMs e NMCS.
2. Defina potável e palatável. Explique por que a água para consumo humano precisa apresentar as duas características.
3. Discuta a diferença entre substâncias dissolvidas, sólidos suspensos e substâncias coloidais segundo os critérios de tamanho e mecanismo pelo qual podem ser removidos da água.
4. Cite as quatro categorias da qualidade da água potável.
5. Identifique o grupo de microrganismos utilizados como indicadores de contaminação fecal de água e explique a escolha destes para a função. Discuta as limitações destes indicadores.
6. Elabore um esboço de uma estação de abrandamento de água e de uma unidade de filtração, indicando os equipamentos e partes e explicando a função de cada. Indique os pontos de adição de compostos químicos e de geração de resíduos.
7. Descreva o processo de coagulação.
8. Descreva a diferença entre coagulação e floculação.
9. Explique o efeito do pH na solubilidade do sulfato de alumínio e do cloreto férrico.
10. Liste os principais tipos de auxiliares da coagulação, explique o modo de atuação de cada um e como devem ser empregados.
11. Defina dureza em termos dos constituintes químicos que a causam e de seus efeitos para os usuários de águas duras.

12. Explique como a água adquire dureza utilizando diagramas e reações químicas.
13. Calcule as durezas carbonatada e não carbonatada conhecendo-se a dureza total e a alcalinidade.
14. Calcule o tempo de detenção ou o volume de um tanque conhecendo-se a vazão.
15. Defina vazão do extravasante em termos de escoamento e geometria do tanque de sedimentação. Apresente as unidades utilizadas.
16. Explique a diferença entre sedimentação tipo I, tipo II e tipo III.
17. Compare os filtros de areia lentos, rápidos, e bicamada com relação aos procedimentos operacionais e velocidades de alimentação.
18. Explique o processo de limpeza de um filtro de areia rápido.
19. Explique por que um desinfetante com atividade residual é preferível a um produto sem esta característica.
20. Escreva as equações da dissolução do gás cloro na água e da dissociação do ácido hipocloroso.
21. Descreva como um filtro de membrana funciona e liste os quatro tipos de sistema de filtração em membrana.
22. Discuta os desafios associados à filtração em membrana.
23. Defina os termos espessamento, condicionamento e desidratação.
24. Descreva três métodos de desidratação não mecânica da água.
25. Descreva quatro métodos de desidratação mecânica da água.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule o peso equivalente em gramas de um composto.
2. Calcule o consumo da alcalinidade de determinada dose de sulfato de alumínio ou de cloreto férrico (conhecendo-se as equações).
3. Calcule a produção do CO_2 , do SO_4^{2-} ou de ácido para determinada dose de sulfato de alumínio ou de cloreto férrico (conhecendo-se as equações).
4. Calcule a quantidade de cal (como CaCO_3) que deve ser adicionada para neutralizar o ácido produzido pela adição de sulfato de alumínio ou cloreto férrico em determinada água (conhecendo-se as equações).
5. Calcule a fração do *split* de sistemas de abrandamento com troca iônica e com cal e soda barrilha.
6. Dimensione uma lagoa de mistura rápida e uma lagoa de floculação.
7. Dimensione uma lagoa de sedimentação e estime o comprimento do vertedouro.
8. Dimensione um sistema de filtração rápida em areia. Calcule quantos filtros são necessários e a vazão em cada um.

EXERCÍCIOS

- 10-1** A análise de uma amostra de água coletada no poço 1, na Subdivisão de Eastwood Manor, próximo a McHenry, Illinois, teve a seguinte composição (Woller e Sanderson, 1976a).

Poço 1, Análise no. 02694, 9/11/1971.

Os valores são dados em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a menos que informado em contrário.

Mineral	Concentração	Mineral	Concentração
Ferro II	0,2	Sílica (SiO_2)	20,0
Manganês (II)	0,0	Flúor	0,35
Amônio	0,5	Boro	0,1
Sódio	4,7	Nitrato	0,0
Potássio	0,9	Cloreto	4,5
Cálcio	67,2	Sulfato	29,0
Magnésio	40,0	Alcalinidade	284,0 como CaCO_3
Bário	0,5	pH (medido)	7,6 unidades

Calcule as durezas total, carbonatada e não carbonatada (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3) com base na definição de cátion polivalente predominante (Seção 10-3).

Resposta:

$$\begin{aligned} \text{DT} &= 332,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3 \\ \text{DC} &= 284,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3 \\ \text{DNC} &= 48,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de } \text{CaCO}_3 \end{aligned}$$

10-2 Calcule as durezas total, carbonatada e não carbonatada no Exercício 10-1 utilizando todos os cátions polivalentes. Qual é o erro percentual quando apenas os cátions predominantes são utilizados?

10-3 A amostra de água do poço 1 em Magnolia, Illinois, tem a composição mostrada na tabela abaixo (Woller e Sanderson, 1976b). Calcule as durezas total, carbonatada e não carbonatada (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3) utilizando a definição de dureza com base no cátion polivalente predominante.

Poço 1, Análise no. B109535, 23/4/1973.

Os valores são dados em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a menos que informado em contrário.

Mineral	Concentração	Mineral	Concentração
Ferro	0,42	Zinco	0,01
Manganês	0,04	Sílica (SiO_2)	20,0
Amônio	11,0	Flúor	0,3
Sódio	78,0	Boro	0,3
Potássio	2,6	Nitrato	0,0
Cálcio	78,0	Cloreto	9,0
Magnésio	32,0	Sulfato	0,0
Bário	0,5	Alcalinidade	494,035 CaCO_3
Cobre	0,01	pH (medido)	7,7 unidades

Resposta: $\text{DT} = 327,19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , $\text{DC} = 327,19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 , $\text{DNC} = 0$

10-4 Uma amostra de água de um poço na Universidade Estadual de Michigan apresentou a composição dada na tabela abaixo (Michigan Department of Environmental Quality, 1979). Calcule as durezas total, carbonatada e não carbonatada (em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3).

Os valores são dados em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a menos que informado em contrário.

Mineral	Concentração	Mineral	Concentração
Fluoreto	1,1	Sílica (SiO_2)	13,4
Cloreto	4,0	Bicarbonato	318,0
Nitrato	0,0	Sulfato	52,0
Sódio	14,0	Ferro	0,5
Potássio	1,6	Manganês	0,07
Cálcio	96,8	Zinco	0,27
Magnésio	30,4	Bário	0,2

10-5 A análise de uma amostra de água do Rio Tâmisa, em Londres, Reino Unido, é dada na tabela abaixo. Se a água do rio é tratada com 60,00 mg/L de sulfato de alumínio para remover a turbidez, qual é a alcalinidade restante? Ignore as reações secundárias com o fósforo e suponha que toda a alcalinidade seja devido ao HCO_3^- .

Constituinte	Expresso como	Miligramas por litro
Dureza total	CaCO_3	260,0
Dureza devido ao cálcio	CaCO_3	235,0
Dureza devido ao magnésio	CaCO_3	25,0
Ferro total	Fe	1,8
Cobre	Cu	0,05
Cromo	Cr	0,01
Alcalinidade total	CaCO_3	130,0
Cloreto	Cl	52,0
Fosfato (total)	PO_4	1,0
Sílica	SiO_2	14,0
Sólidos suspensos		43,0
Sólidos totais		495,0
pH ^a		7,4

^aNão dado em mg/L.

Resposta: Alcalinidade restante = 99,69, ou 100 mg/L de CaCO_3

10-6 A análise de uma amostra de água do Rio Mississippi, em Baton Rouge, Estados Unidos, é dada na tabela abaixo. Se a água do rio é tratada com 30,00 mg/L de cloreto férrico para remover a turbidez por coagulação, qual é a alcalinidade restante? Ignore as reações secundárias com o fósforo e suponha que toda a alcalinidade seja devido ao HCO_3^- .

Constituinte	Expresso como	Miligramas por litro
Dureza total	CaCO_3	164,0
Dureza devido ao cálcio	CaCO_3	108,0
Dureza devido ao magnésio	CaCO_3	56,0
Ferro total	Fe	0,9
Cobre	Cu	0,01
Cromo	Cr	0,03
Alcalinidade total	CaCO_3	136,0
Cloreto	Cl	32,0
Fosfato (total)	PO_4	3,0
Sílica	SiO_2	10,0
Sólidos suspensos		29,9
Turbidez ^a	Unidades de turbidez	12,0
pH ^a		7,6

^aNão dado em mg/L.

10-7 A análise de uma amostra de água do lago da cratera do monte Mazama, no Oregon, Estados Unidos, é dada na tabela abaixo. Se a água do rio é tratada com 40,00 mg/L de sulfato de alumínio para remover a turbidez por coagulação, qual é a alcalinidade restante? Suponha que toda a alcalinidade seja devido ao HCO_3^- .

Constituinte	Expresso como	Miligramas por litro
Dureza total	CaCO ₃	28,0
Dureza devido ao cálcio	CaCO ₃	19,0
Dureza devido ao magnésio	CaCO ₃	9,0
Ferro total	Fe	0,02
Sódio	Na	11,0
Alcalinidade total	CaCO ₃	29,5
Cloreto	Cl	12,0
Sulfato	SO ₄	12,0
Sílica	SiO ₂	18,0
Sólidos dissolvidos totais		83,0
pH ^a		7,2

^aNão dado em mg/L.

Resposta: 9,30 mg/L de CaCO₃

- 10-8** Construa um gráfico de barras representando a composição química da água do Exercício 10-1. (As valências são dadas no Apêndice A.) Uma vez que alguns constituintes não foram analisados, o equilíbrio iônico não é atingido.
- 10-9** Construa um gráfico de barras representando a composição química da água do Exercício 10-3. Uma vez que alguns constituintes não foram analisados, o equilíbrio iônico não é atingido.
- 10-10** Construa um gráfico de barras representando a composição química da água do Exercício 10-4. Uma vez que alguns constituintes não foram analisados, o equilíbrio iônico não é atingido.
- 10-11** Construa um gráfico de barras representando a composição química da água do Lago Michigan (mostrada abaixo). Uma vez que alguns constituintes não foram analisados, o equilíbrio iônico não é atingido. Para estimar a concentração do CO₂, ignore a alcalinidade devido ao carbonato.

Constituinte	Expresso como	Miligramas por litro
Dureza total	CaCO ₃	143,0
Cálcio	Ca	38,4
Magnésio	Mg	11,4
Ferro total	Fe	0,10
Sódio	Na	5,8
Alcalinidade total	CaCO ₃	119
Alcalinidade devido ao bicarbonato	CaCO ₃	115
Cloreto	Cl	14,0
Sulfato	SO ₄	26,0
Sílica	SiO ₂	1,2
Sólidos dissolvidos totais		180,0
Turbidez ^a	Unidades de turbidez	3,70
pH ^a		8,4

^aNão dado em mg/L.

- 10-12** Que quantidade de cal e/ou soda barrilha (em mg/L de CaCO_3) é necessária para abrandar a água de um vilarejo, reduzindo a dureza a 80,0 mg/L de CaCO_3 ?

Composto	Concentração (mg/L de CaCO_3)
CO_2	4,6
Ca^{2+}	257,9
Mg^{2+}	22,2
HCO_3^-	248,0
SO_4^{2-}	32,1

- 10-13** Calcule a dose de cal e de soda barrilha (em mg/L de CaCO_3) necessária para abrandar uma água a uma dureza final de 80,0 mg/L de CaCO_3 . As concentrações dos íons abaixo são dadas em mg/L de CaCO_3 .

$$\text{Ca}^{2+} = 120,0$$

$$\text{Mg}^{2+} = 30,0$$

$$\text{HCO}_3^- = 70,0$$

$$\text{CO}_2 = 10,0$$

Respostas: cal total = 100 mg/L de CaCO_3

soda barrilha total = 40 mg/L de CaCO_3

- 10-14** Dois tanques de sedimentação em paralelo são utilizados para tratar água a uma vazão de $0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Se o tempo de detenção de projeto for 20 min, qual seria o volume de cada tanque?

- 10-15** Qual é o volume exigido para um tanque de mistura rápida que deve tratar $0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água? O tempo de detenção é 60 s.

Resposta: 3 m^3

- 10-16** Um sistema de abrandamento é usado para tratar água com dureza total de $450 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A vazão de projeto é $4,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, e a dureza final é $125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Segundo o fabricante, a resina trocadora de íons utilizada tem índice de desprendimento de 1,5% (o que significa que a concentração do efluente do sistema de abrandamento é 1,5% da concentração de entrada). Qual é a vazão necessária no sistema para que ele garanta a redução de dureza especificada?

- 10-17** Um sistema de abrandamento é usado para tratar água com dureza total de $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A vazão de projeto é $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, e a dureza final é $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Segundo o fabricante, a resina trocadora de íons utilizada tem índice de desprendimento de 1% (o que significa que a concentração do efluente do sistema de abrandamento é 1% da concentração de entrada). Qual é a vazão necessária no sistema para que ele garanta a redução de dureza especificada?

Resposta: $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

- 10-18** Uma unidade de abrandamento por troca iônica trata água a uma vazão de 150 MGD. As características da água são dadas na tabela abaixo. Um desvio é utilizado para atingir-se a dureza desejada de $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Calcule a vazão no desvio, supondo que a dureza total seja $2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 após o abrandamento.

Espécies químicas ou parâmetros	Concentração (em mg/L de CaCO_3 , a menos que especificado em contrário)
Cálcio (Ca^{2+})	238,0
Magnésio (Mg^{2+})	90,6
Ferro (Fe^{3+})	0,7
Cobre (Cu^{2+})	0,02
Sódio (Na^+)	56,2
Bicarbonato (HCO_3^-)	198,9
Sulfato (SO_4^{2-})	86,4
Cloreto (Cl^-)	99,7
CO_2	25,0
pH (adimensional)	7,25

- 10-19** Calcule a velocidade terminal de sedimentação de uma partícula com densidade igual a $2540 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e 10 mm de diâmetro em água a 10°C .

Resposta: $64,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

- 10-20** Calcule a velocidade terminal de sedimentação de uma partícula com densidade igual a $2650 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e 10 μm de diâmetro em água a 15°C .

- 10-21** Se uma estação de tratamento de água potável tem vazão de $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e usa 10 lagoas de sedimentação com velocidade de extravasante igual a $15 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$, qual deve ser a área superficial (m^2) de cada lagoa?

Resposta: $576,0 \text{ m}^2$

- 10-22** Assumindo um valor conservador para a velocidade do extravasante ($57 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$), calcule a área superficial (m^2) de cada uma de duas lagoas de sedimentação que juntas devem tratar uma vazão de $0,05162 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de flocos obtidos no abrandamento com cal.

- 10-23** Repita o Exercício 10-21 para flocos obtidos no abrandamento com sulfato de alumínio ou ferro com vazão de extravasante de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

Resposta: 111 m^2

- 10-24** Para uma vazão de $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, quantos filtros rápidos de areia medindo $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ são necessários para uma velocidade de alimentação de $110 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$?

- 10-25** Se um filtro bicamada com velocidade de alimentação igual a $300 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ fosse construído no lugar do filtro padrão no Exercício 10-24, quantos filtros são necessários?

Resposta: quatro (valor arredondado)

- 10-26** O medidor de vazão da estação de tratamento de água de Westwood não está funcionando da forma adequada. Os quatro filtros bicamada (cada um com $5,00 \times 10,0 \text{ m}$) são alimentados a uma velocidade de $280 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$. Qual é a vazão que atravessa os filtros (em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)?

- 10-27** Utilize a lei de Chick para calcular a constante de velocidade de remoção de *E. coli*. Inicialmente, a água contém 200 microrganismos por 100 mL. Após 10,0 min, o número cai para 15 microrganismos por 100 mL. Suponha que a concentração do desinfetante seja constante.

Resposta: $0,26 \text{ m}^{-1}$

- 10-28** Uma estação de tratamento purifica $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ de água para consumo humano. O cloro é utilizado como desinfetante. A temperatura e o pH da água de alimentação requerem um CT (C = concentração do desinfetante, T = tempo de detenção) igual a $75 \text{ mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}$. O t_{10} da câmara de contato é 30 min. A relação de t_{10} para t_0 é 0,5. Qual é o volume do reator? Calcule a concentração de cloro média necessária para desinfetar a água.

- 10-29** Uma estação de tratamento precisa tratar $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ de água potável. Cloraminas são utilizadas como desinfetante primário. A temperatura e o pH da água de alimentação requerem um CT igual a $1250 \text{ mg} \cdot \text{min} \cdot \text{L}^{-1}$ para atingir uma redução de cistos de *Giardia* de 2,5 log. O valor de t_{10} na câmara de contato é 20 min. A relação entre t_{10} e t_0 é 0,7. Qual é o volume do reator? Calcule a concentração média de cloramina necessária para desinfetar a água.

Resposta: Volume = 180 m^3

Concentração = $62,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

- 10-30** Projete uma câmara de contato de cloro em forma de serpentina para uma vazão de projeto igual a $20.000 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$. O cloro (Cl_2) será usado como desinfetante. A temperatura e o pH da água são 10°C e 8,0, respectivamente. A câmara deve ser projetada para garantir uma remoção de 2 log de *Giardia*. A relação t_{10}/t_0 é 0,5 e a relação entre largura e comprimento é 60. Suponha que a altura seja 3 vezes maior do que a largura.

(Observação: O valor de CT para a inativação de 2 log dos cistos de *Giardia* por 2 log por cloro livre a 10°C e pH 8,0 é $108 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1}) \cdot \text{min}$ na concentração de cloro de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

- 10-31** Você precisa projetar um sistema de microfiltração em membrana para o sistema de tratamento de água potável de uma cidade. A vazão de projeto é $0,960 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A temperatura da água é 10°C e se mantém constante ao longo do ano. A membrana que você escolheu tem pressão

transmembrana máxima de 230 kPa e coeficiente de resistência igual a $3,5 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$. Testes-piloto revelaram que a pressão transmembrana não pode ser maior do que 75% do valor máximo. Calcule a área da membrana.

Resposta: 25.500 m²

- 10-32** Uma unidade de desmineralização de efluentes terciários utiliza a tecnologia da osmose reversa. O coeficiente de transferência de massa é 0,45 L/(m² · dia · kPa) (a 20°C, no inverno) e 0,70 L/(m² · dia · kPa) a 30°C (no verão). A variação na pressão osmótica entre o efluente terciário na alimentação e o efluente purificado na saída é 430 kPa. A unidade foi projetada para tratar uma vazão de 760 m³/dia a 20°C (isto é, as condições de inverno, com pressão transmembrana igual a 2800 kPa).

- (a) Calcule a área da membrana utilizando as condições de inverno.
(b) Suponha que a variação da pressão osmótica no inverno e no verão não varie (isto é, a qualidade da água é idêntica) e calcule a pressão transmembrana no verão necessária para manter o mesmo fluxo de água.

- 10-33** Uma amostra de água contém 50,40 mg · L⁻¹ de dióxido de carbono, 190,00 mg · L⁻¹ de Ca²⁺ e 55,00 mg · L⁻¹ de Mg²⁺. Os valores são expressos em CaCO₃. Toda a dureza da água é carbonatada. Utilizando a estequiometria das equações de abrandamento com cal e soda barrilha, calcule a produção diária de lodo (em kg · dia⁻¹ de peso seco) se a unidade trata água a uma vazão de 2935 m³ · s⁻¹. Suponha que a água de saída contenha 30,00 mg · L⁻¹ de Ca²⁺ (em CaCO₃) e 10 mg · L⁻¹ de Mg²⁺ (em CaCO₃), mas não contenha dióxido de carbono. Certifique-se de calcular a massa de lodo de CaCO₃ e de Mg(OH)₂ gerada a cada dia.

Resposta: 123409 kg · dia⁻¹

- 10-34** Uma amostra de água contém 10,30 mg · L⁻¹ de sólidos suspensos. A coagulação reduz este valor a 1,0 mg · L⁻¹ com uma dose de 13,30 mg · L⁻¹ de sulfato de alumínio. Qual é o peso seco de lodo produzido ao dia (em kg) se a unidade trata água a uma vazão de 1884 m³ · s⁻¹?
- 10-35** Uma estação de tratamento de água foi projetada para operar a uma vazão de 42,5 L · s⁻¹. A água entra em dois tanques de sedimentação em paralelo. O tempo de detenção é 2,5 horas. Utilizando uma razão entre comprimento e largura de 2:1 e uma profundidade de 3,5 m, calcule o comprimento do tanque, em metros.

Resposta: 10,5 m

- 10-36** Uma amostra de água tem pH 8,00 e temperatura de 10°C. A inativação dos cistos de *Giardia* deve ser de 3 log, com uma dose de cloro de 1,20 mg · L⁻¹. A vazão de entrada da água é 2409 m³ · s⁻¹. Qual é o volume de projeto da câmara de contato com o cloro (em m³)?

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 10-1** Explique o termo “turbidez” de modo compreensível para o prefeito de uma cidade.
- 10-2** Que compostos são utilizados no tratamento da água potável para torná-la palatável?
- 10-3** Os microrganismos desempenham um papel importante na formação da dureza de águas subterrâneas. A afirmação é verdadeira, ou falsa? Explique.
- 10-4** Se a água de um poço está livre de bicarbonato e precisa ser abrandada para remover o magnésio, que compostos devem ser utilizados?
- 10-5** Nos Estados Unidos, o cloro é preferido ao ozônio como desinfetante, porque tem efeito residual. Qual é a importância do efeito residual do desinfetante? Nos últimos anos, o ozônio vem ganhando espaço como desinfetante primário no país. Quais são as vantagens e as desvantagens desta substituição?
- 10-6** Uma nova estação de abrandamento está em fase de projeto. O clima da região é seco, e a terra disponível para a venda não é cara. Quais são os métodos de desidratação do lodo mais apropriados para esta estação? Explique sua resposta.
- 10-7** Os ataques ao World Trade Center e ao Pentágono em 11/9/2001 trouxeram à tona a necessidade de proteger estoques hídricos. Que medidas podem ser tomadas com esta finalidade?

- 10-8** Em maio de 2000, na cidade de Walkerton, Ontário, a contaminação da água potável com *E. coli* causou um surto de infecção intestinal, matando cinco pessoas e fazendo centenas adoecerem. Qual foi a causa da contaminação e o que poderia ter sido feito para impedi-la? Que modificações devem ser feitas na estação de tratamento de água potável para evitar este problema no futuro?
- 10-9** No Haiti, menos de metade da população tem acesso a água segura para consumo humano. O nível de pobreza é semelhante ao observado na África Subsaariana. A renda familiar média é \$1,40 ao dia. Que medidas devem ser tomadas para melhorar a oferta de água segura para estas populações?
- 10-10** Alguns projetos preveem a construção de duas unidades de dessalinização no México para produzir água que seria comprada pelos Estados Unidos. A primeira delas, na cidade de Rosarito, produziria 50 milhões de galões diários. A segunda, em Playas de Rosarito e localizada a 15 milhas de San Diego, na Califórnia, produziria 100 milhões de galões ao dia. Existe alguma questão ética importante relativa à construção dessas unidades um pouco ao sul da fronteira México-Estados Unidos para abastecer apenas localidades norte-americanas?

REFERÊNCIAS

- American Water Works Association (1971) *Water Quality and Treatment*, McGraw-Hill, New York, p. 259.
- American Water Works Association (1990) *Water Treatment Plant Design*, 2nd ed., McGraw-Hill, New York.
- Centers for Disease Control (1990) *Morbidity and Mortality Weekly Reports*, March 1, 1990, vol. 39(SS-1): 1–9, <http://www.cdc.gov/MMWR/preview/mmwrhtml/00001596.htm>
- Chick, H. (1908) “Investigation of the Law of Disinfection,” *Journal of Hygiene*, 8:92.
- City of Philadelphia Water Department (2007) *Chlorine in Tap Water*, <http://www.phillywater.org/WQ/chlorine.htm>
- Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment (2007) *Keeping Water Safe: Chlorination and Disinfection By-Products*, http://www.waterquality.crc.org.au/dwfacts/dwfact_keep_water_safe.pdf
- European Union (1998) *Council Directive on the Quality of Water Intended for Human Consumption*, Issued on 3 November 1998, http://ec.europa.eu/environment/water/waterdrink/index_en.html
- Hudson, H. E. (1981) *Water Clarification Processes Practical Design and Evaluation*, Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 115–17.
- Jaeger Products Inc. (2004) *Plastic Tri-Pak Packing Material*, Houston, TX, <http://www.jaeger.com>
- Jespersen, K. (2007) *Search for Clean Water Continues*, National Environmental Services Center, West Virginia University, Morgantown, WV, http://www.nesc.wvu.edu/ndwc/ndwc_DWH_1.html
- Levy, D. A., M. S. Bens, G. F. Craun, R. L. Calderon, and B. L. Herwald (1998) *Surveillance for Waterborne-Disease Outbreaks—United States, 1995–1996*, *Morbidity and Mortality Weekly Reports*, Surveillance Summaries, December 11, 1998, 47(SS-5), 1–34.
- Linden, K. G., and J. L. Darby (1997) “Estimating Effective Germicidal Dose from Medium Pressure UV Lamps,” *J. Environ. Eng.*, 123(11): 1142–2249.
- Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw-Hill, New York.
- Michigan Department of Environmental Quality (1979) *Annual Data Summary*, Michigan Department of Public Health, Lansing, MI.
- Montgomery, J. M. (1985) *Water Treatment Principles and Design*, Wiley Interscience, New York, p. 535.
- MWH (2005) *Water Treatment: Principles and Design*, John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.
- O'Connor, D. R. (2002a) *Report of the Walkerton Inquiry. Part One, The Events of May 2000 and Related Issues*, Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON.
- O'Connor, D. R. (2002b) *Report of the Walkerton Inquiry. Part Two, A Strategy for Safe Drinking Water*. Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON.
- Peterson, C. A., and R. L. Calderon (2003) “Trends in Enteric Disease as a Cause of Death in the United States, 1989–1996,” *Am. J. Epidemiol.*, 157:58–65.

- Remco Engineering (1998) *Air Stripping Towers*, Marietta, GA, <http://www.remtech-eng.com/>
- Reynolds, T. D. (1982) *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*, PWS-Kent Publishing, Boston, MA, pp. 33–54.
- Rhode Island Department of Health (2003) *Healthy Drinking Waters for Rhode Islanders: Ultraviolet Radiation Treatment of Drinking Water Systems*, Private Wells Series. April 2003, produced in collaboration with the University of Rhode Island Cooperative Extension.
- Spitzer, E. F. (1993) *Back to Basics Guide to Slow Sand Filtration*, American Water Works Association, Denver, CO.
- Stokes, G. (1845) “On the Theories of the Internal Friction of Fluids in Motion, and of the Equilibrium and Motion of Elastic Solids,” *Transactions of the Cambridge Philosophical Society*, 8: 287–319.
- Stumm, W., and J. J. Morgan (1996) *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd. ed. John Wiley and Sons, New York.
- Train, R. F. (1976) Excerpted from remarks by former EPA Administrator Russel F. Train, delivered at the Los Angeles World Affairs Forum, December 16, 1976.
- Treybal, R. E. (1968) *Mass Transfer Operations*, McGraw-Hill, New York.
- U.S. EPA (1979) *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal*, U.S. EPA Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Washington, DC, 625/1–79-011.
- U.S. EPA (1996) *Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application—An Overview*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Groundwater and Drinking Water, EPA811-R-96-002, Washington, DC.
- U.S. EPA (1999) *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Publication: EPA815-R-99-014, Washington, DC. http://www.epa.gov/ogwdw/ndbp/alternative_disinfectants_guidance.pdf
- U.S. EPA (1999) *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual*, EPA-815-R-99-013, Washington, DC.
- U.S. EPA (2000) *The History of Drinking Water Treatment*, U.S. EPA Office of Water, 816-F-00-006.
- U.S. EPA (2001) *Low Pressure Membrane Filtration for Pathogen Removal: Application, Implementation, and Regulatory Issues*, U.S. EPA Office of Water, 815-C-01-001, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA (2006) *Factoids: Drinking Water and Groundwater Statistics for 2005*, U.S. EPA Office of Water, EPA 816-K-03-001, December 2006, www.epa.gov/safewater/data
- Walker Process Equipment, Inc. (1972) *Bulletin Number 1600-S-107*, Division of Chicago Bridge and Iron Company, Aurora, IL.
- Walker Process Equipment, Inc. (1973) *Bulletin Number 9-W-65*, Division of Chicago Bridge and Iron Company, Aurora, IL.
- Watson (1908) “A Note on the Variation of the Rate of Disinfection with Change in Concentration of the Disinfectant,” *J. Hygiene*, 8: 536.
- Williams, T., G. L. LeBel, and F. M. Benoit (1995) *National Survey of Chlorinated Disinfection By-Products in Canadian Drinking Water*, http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/byproducts-sousproduits/index_e.html
- Woller, D. M., and E. W. Sanderson (1976a) *Public Water Supplies in McHenry County* (Illinois State Water Survey, publication No. 6019), Urbana, IL.
- Woller, D. M., and E. W. Sanderson (1976b) *Public Groundwater Supplies in Putnam County* (Illinois State Water Survey, Publication No. 60-15), Urbana, IL.
- World Health Organization (WHO) (2004) *Guidelines for Drinking-water Quality*, 3rd ed., Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO) (2006) *Guidelines for Drinking-water Quality—First Addendum to Third Edition, Volume 1, Recommendations*, WHO Press, Geneva, Switzerland, http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

O tratamento de efluentes líquidos

Estudo de caso: O incêndio do Rio Cuyahoga . . .	516
11-1 INTRODUÇÃO	517
A perspectiva do tratamento de efluentes líquidos . .	517
11-2 CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOMÉSTICOS	518
Características físicas	518
Características químicas	518
Características dos efluentes industriais.	519
11-3 CRITÉRIOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES . .	521
Pré-tratamento de efluentes industriais	522
11-4 SISTEMAS LOCAIS DE DISPOSIÇÃO	523
11-5 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS	523
11-6 OPERAÇÕES UNITÁRIAS DO PRÉ-TRATAMENTO	524
Unidades de gradeamento	524
Caixas de areia	525
Trituradores	527
Equalização	527
11-7 TRATAMENTO PRIMÁRIO	532
11-8 TRATAMENTO SECUNDÁRIO	533
Visão geral.	533
A função dos microrganismos	534
A dinâmica populacional	534
O lodo ativado.	536
Filtros biológicos, ou percoladores	547
Lagoas de oxidação	549
Contatores biológicos rotativos	551
Sistemas integrados de lodo ativado e crescimento aderido	552
Reatores com crescimento aderido em leito móvel	552
11-9 DESINFECÇÃO	553
11-10 TRATAMENTO TERCIÁRIO	553
Filtração.	553
Adsorção em carvão ativado.	554
Remoção química do fósforo.	555
Remoção biológica do fósforo.	556
Controle do nitrogênio	556

11-11	TRATAMENTO DE EFLUENTES NO SOLO	557
	Infiltração lenta	559
	Escoamento em superfície	559
	Infiltração rápida	559
	Potencial para a geração de efeitos adversos.	559
11-12	TRATAMENTO DO LODO	560
	Origens e características dos lodos	560
	Inventário de sólidos.	560
	Processos para condicionamento e tratamento de lodo.	562
11-13	DISPOSIÇÃO DO LODO	568
	Disposição final	568
	Uso como condicionador de solo	568
	Recuperação de áreas degradadas	569
	Disposição em aterro sanitário	569
	Aproveitamento	569
	Regulamentações sobre o descarte de lodo.	569
	REVISÃO DO CAPÍTULO	569
	EXERCÍCIOS.	570
	QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	574
	REFERÊNCIAS	574



Estudo de caso

O incêndio do Rio Cuyahoga

O Rio Cuyahoga, no nordeste de Ohio, inicia o seu curso de 160 km no condado de Geauga. O rio segue rumo ao sul até as cachoeiras de Cuyahoga, onde se volta para o norte e segue até o Lago Erie, local em que deságua. Por conta deste trajeto curvo os nativos o chamavam de “rio torto”.

O Cuyahoga se tornou famoso um pouco antes do meio-dia de 22/6/1969, quando teve início um incêndio do óleo e dos detritos que flutuavam na água, sob dois pilares da ponte férrea a sudoeste da cidade de Cleveland. Embora o evento tenha sido descrito como de grandes proporções, com chamas que atingiram altura equivalente à de um prédio de cinco andares, o fogo foi controlado em meia hora. Os prejuízos à estrutura da ponte ficaram em “apenas” US\$ 50.000. Contudo, este não foi um fato impressionante na história do Rio Cuyahoga. Segundo Case (2004), o incêndio não foi significativo comparado ao histórico de eventos do tipo no rio ao longo de um século (incêndios ocorreram em 1868, 1883, 1887, 1912, 1922, 1936, 1941, 1948 e 1952). Para fins de comparação, o incêndio de 1952 (Figura 11-1) durou quase 2 dias e causou prejuízos da ordem de US\$ 500.000 a US\$ 1.500.000 (CPD, 1952). Em 1936, o fogo se estendeu por cinco dias (Adler, 2002).

O incêndio no Rio Cuyahoga em 1969 não foi um fato isolado nos Estados Unidos. Em 8/6/1906 um rio que passa pela cidade de Baltimore, Maryland, teve um problema semelhante (CPD, 1926). Na Filadélfia, o Rio Schuylkill sofreu alguns incêndios na década de 1950 (Kernan, 1958). O mesmo aconteceu no Rio Buffalo, no norte do estado de Nova York, durante a década de 1960 (UPI, 1984). Uma série de incêndios também foi registrada no Rio Rouge, em Dearborn, no Michigan (U.S., 1974).

Se incêndios como o do Rio Cuyahoga eram comuns, por que o fato é tão representativo na história da poluição hídrica nos Estados Unidos? Porque ele foi o catalisador de uma mudança no papel do Governo Federal do país no controle da poluição de ambientes aquáticos.



FIGURA 11-1 Incêndio no Rio Cuyahoga, ao sul de Cleveland, Ohio, em 1952.

Embora as autoridades federais contassem com ferramentas poderosas, como a Lei de Rios e Portos de 1899 e a Lei da Qualidade da Água de 1965, estados e municípios não tinham apoio oficial do governo de Washington para conter a poluição dos recursos hídricos. O incêndio no Cuyahoga foi o evento certo na hora certa, ao revelar que a prosperidade econômica dava lugar ao bem-estar público como principal preocupação da sociedade. “A polêmica sobre o incêndio no Cuyahoga em 1969 provou que — apesar dos incêndios que passaram despercebidos nas décadas de 1930 e de 1950 — a sociedade afluyente não quer se tornar a sociedade dos efluentes” (Hayward, 2001). “Nenhuma imagem fora capaz de mostrar, tão claramente, o grau de degradação de nossos rios” (American Rivers, 1999).

Logo, o fogo no Rio Cuyahoga acabou se tornando o evento-chave no novo ímpeto para a promulgação da Lei Federal de Controle da Poluição da Água de 1972, que passou a ser denominada “Lei da Água Limpa”.

11-1 INTRODUÇÃO

A perspectiva do tratamento de efluentes líquidos

Os efluentes líquidos, de origem doméstica ou industrial, sempre foram considerados um problema cuja solução deveria ser a mais barata e simples possível. Tal mentalidade implica no uso de sistemas de descarte direto, como privadas externas, por exemplo, e o despejo direto em rios e lagos. Contudo, ao longo do século passado ficou claro que esta abordagem tinha efeitos indesejáveis para o meio ambiente. Nesse cenário, várias técnicas foram desenvolvidas e implantadas para o tratamento de esgotos domésticos. Estas técnicas são o tema deste capítulo. Afinal, quando o problema é examinado a partir de uma perspectiva futura, considerando-se os aspectos de sustentabilidade e eficiência econômica, fica evidente que os efluentes líquidos devem ser encarados como uma espécie de recurso, que devem ser tratados e reaproveitados. A água pode

ser considerada uma *commodity* escassa, o que requer uma abordagem integrada para a racionalização do seu uso e minimização dos problemas de poluição. De modo geral, os constituintes presentes nos efluentes são vistos como poluentes. Porém, nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, abundantes em alguns tipos de efluentes, são recuperados para a utilização no cultivo de plantas (como será visto na Seção 11-11). Iniciativas como esta têm chances de se consolidarem como prática comum no futuro. Os compostos orgânicos presentes nos efluentes são uma fonte de energia. Atualmente, os processos apresentados na Seção 11-13 são utilizados para recuperar parte desta energia. Tudo indica que os esforços futuros se concentrarão nos meios de se utilizar o teor energético dos efluentes de forma eficiente.

11-2 CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOMÉSTICOS

Características físicas

Os efluentes domésticos, ou esgotos, frescos, ou gerados recentemente, quando aeróbios têm odor semelhante ao do querosene ou de terra recém-revolvida. Em contrapartida, quando estes esgotos se tornam envelhecidos, se tornam sépticos e apresentam odor desagradável. O esgoto recente de modo geral é cinza, enquanto o esgoto envelhecido é preto devido à precipitação do sulfeto de ferro.

A temperatura dos efluentes domésticos varia entre 10°C e 20°C, a qual é, na maioria dos casos, superior à temperatura da água potável, por conta dos descarte de águas quentes das residências e do aquecimento no interior da rede de coleta.

Um metro cúbico de efluentes tem uma massa de, aproximadamente, 1.000 kg e uma quantidade de sólidos próxima de 500 g. Metade dos sólidos presentes está dissolvida e é representada por elementos como cálcio, sódio e compostos orgânicos solúveis. A outra metade é composta de materiais insolúveis. A fração insolúvel consiste em aproximadamente 125 g de material que sedimenta em 30 min em meio estático, denominados **sólidos sedimentáveis**. Os 125 g restantes permanecem em solução por longos períodos e são denominados **sólidos suspensos**. Esta diversidade de constituintes explica a elevada turbidez dos efluentes domésticos.

Características químicas

Os constituintes presentes nos efluentes domésticos são muito numerosos. Por essa razão, a discussão será concentrada em algumas categorias básicas, cujos nomes se baseiam nas metodologias analíticas utilizadas para a sua determinação quantitativa. O teste da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), discutido no Capítulo 9, é um destes métodos, assim como a demanda química de oxigênio (DQO).

A DQO é utilizada para estabelecer o equivalente em oxigênio da matéria orgânica oxidável por um agente oxidante forte, dicromato de potássio, em meio ácido. A DQO de um efluente é, na maioria dos casos, mais alta do que sua DBO₅, porque a eficiência de oxidação pelo processo químico é maior que a da oxidação pelo processo biológico. Em condições normais, a DBO₅ é menor do que a DBO_{final}, ou última, a qual, por sua vez, é menor do que a DQO, exceto para efluentes totalmente biodegradáveis.

O teste da DQO pode ser realizado em cerca de uma hora. Nos casos em que tem correlação com a DBO₅, a DQO auxilia na operação e no controle das estações de tratamento de efluentes domésticos (ETEs).

O nitrogênio Kjeldahl* total (NKT) é uma medida do nitrogênio orgânico total e do nitrogênio na forma amoniacal nos efluentes. O NKT indica a disponibilidade do elemento para os processos de construção celular e representa a demanda nitrogenada de oxigênio que precisa ser atendida.

Em geral, os efluentes domésticos apresentam diversas formas do elemento fósforo, entre as quais estão os ortofosfatos, os polifosfatos e o fósforo orgânico. Neste livro, estas formas são agrupadas sob a designação genérica de “fósforo total” (P).

A Tabela 11-1 apresenta as composições de três tipos de efluentes domésticos não tratados. Os valores de pH destes efluentes variam entre 6,5 e 8,5, mas a maioria desses efluentes tem pH ligeiramente alcalino.

*Em referência a J. Kjeldahl, que desenvolveu o teste em 1883.

TABELA 11-1 Composição típica de efluentes domésticos não tratado

Constituinte	Fraco (valores em mg · L ⁻¹ , exceto para sólidos sedimentáveis)	Médio	Forte
Alcalinidade (como CaCO ₃) ^a	50	100	200
DBO ₅ (como O ₂)	100	200	300
Cloreto	30	50	100
DQO (como O ₂)	250	500	1000
Sólidos suspensos (SS)	100	200	350
Sólidos sedimentáveis (em mL · L ⁻¹)	5	10	20
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	200	500	1000
Nitrogênio Kjeldhal total (NKT) (como N)	20	40	80
Carbono orgânico total (COT) (como C)	75	50	300
Fósforo total (como P)	5	10	20

^aEsta quantidade de alcalinidade representa a contribuição do efluente. Ela deve ser adicionada à alcalinidade presente na água distribuída.

TABELA 11-2 As categorias de poluentes não convencionais definidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Convencional	Não convencional
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	Amônia (como N)
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	Cromo (VI) (hexavalente)
Óleos e graxas	Demanda química de oxigênio (DQO)
Óleo (animal e vegetal)	Relação DQO/DBO ₇
Óleo (mineral)	Fluoreto
pH	Manganês
	Nitrato (como N)
	Nitrogênio orgânico (como N)
	Ingredientes ativos de pesticidas (IAPs)
	Fenóis totais
	Fósforo total (como P)
	Carbono orgânico total (COT)

Fonte: Código de Regulamentações Federais, 2006, 40 CFR 413.02, 464.02, 467.02 e 469.12.

Características dos efluentes industriais

Os processos industriais geram uma grande variedade de efluentes líquidos. As características e os níveis destas substâncias variam muito, dependendo do setor industrial. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos dividiu estes poluentes em três categorias: os poluentes convencionais, os não convencionais e os prioritários. Os poluentes convencionais e não convencionais estão listados na Tabela 11-2. Os poluentes prioritários são apresentados na Tabela 11-3.

Em função da grande variedade de indústrias e variedade de poluentes que podem gerar, não é possível apresentar uma visão detalhada das características dos efluentes industriais. A Tabela 11-4 apresenta os níveis de dois poluentes convencionais produzidos por alguns setores industriais.

A Tabela 11-5 mostra os níveis de alguns poluentes não convencionais gerados por setor.

TABELA 11-3 Lista de poluentes prioritários da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

1. Antimônio	46. 2,4-Diclorofenol	92. Indeno(1,2,3-cd)pireno
2. Arsênico	47. 2,4-Dimetilfenol	93. Isoforona
3. Berílio	48. 2-Metil-4-clorofenol	94. Naftaleno
4. Cádmio	49. 2,4-Dinitrofenol	95. Nitrobenzeno
5a. Cromo (III)	50. 2-Nitrofenol	96. N-Nitrosodimetilamina
5b. Cromo (VI)	51. 4-Nitrofenol	97. N-Nitroso di-n-propilamina
6. Cobre	52. 3-Metil-4-clorofenol	98. N-nitrosodifenilamina
7. Chumbo	53. Pentaclorofenol	99. Fenantreno
8. Mercúrio	54. Fenol	100. Pireno
9. Níquel	55. 2,4,6-Triclorofenol	101. 1,2,4-Triclorobenzeno
10. Selênio	56. Acenafteno	102. Aldrin
11. Prata	57. Acenaftileno	103. α -BHC
12. Tálcio	58. Antraceno	104. β -BHC
13. Zinco	59. Benzidina	105. γ -BHC
14. Cianeto	60. Benzo(a)antraceno	106. δ -BHC
15. Asbesto	61. Benzo(a)pireno	107. Clordano
16. 2,3,7,8-TCDD (dioxinas)	62. Benzo(a)fluoranteno	108. 4,4'-DDT
17. Acroleína	63. Benzo(ghi)perileno	109. 4,4'-DDE
18. Acrilonitrila	64. Benzo(k)fluoranteno	110. 4,4'-DDD
19. Benzeno	65. Bis(2-cloroetoxi)metano	111. Dieldrin
20. Bromofórmio	66. Bis(2-cloroetil) éter	112. α -Endossulfano
21. Tetracloroeto de carbono	67. Bis(2-cloroisopropil) éter	113. β -Endossulfano
22. Clorobenzeno	68. Bis(2-etil-hexil) ftalato	114. Sulfato de endossulfano
23. Clorodibromometano	69. 4-Bromofenil fenil éter	115. Endrin
24. Cloroetano	70. Butilbenzil ftalato	116. Aldeído de endrin
25. 2-Cloroetil vinil éter	71. 2-Coronaftaleno	117. Heptaclor
26. Clorofórmio	72. 4-Clorfenil fenil éter	118. Epóxido de heptaclor
27. Diclorobromometano	73. Criseno	119. PCB-1242
28. 1,1-Dicloroetano	74. Dibenzo(a,h)antraceno	120. PCB-1254
29. 1,2-Dicloroetano	75. 1,2-Diclorobenzeno	121. PCB-1221
30. 1,1-Dicloroetileno	76. 1,3-Diclorobenzeno	122. PCB-1232
31. 1,2-Dicloropropano	77. 1,3-Diclorobenzeno	123. PCB-1248
32. 1,1-Dicloropropileno	78. 3,3-Diclorobenzidina	124. PCB-1260
33. Etil benzeno	79. Dietil ftalato	125. PCB-1016
34. Brometo de metila	80. Dimetil ftalato	126. Taxafeno
35. Cloreto de metila	81. Di-n-butil ftalato	
36. Cloreto de metileno	82. 2,4-Dinitrotolueno	
37. 1,2,2,2-Tetracloroetano	83. 2,6-Dinitrotolueno	
38. Tetracloroetileno	84. Di-n-octil ftalato	
39. Tolueno	85. 1,2-Difenilhidrazina	
40. 1,2-trans-Dicloroetileno	86. Fluoranteno	
41. 1,1,1-Tricloroetano	87. Fluoreno	
42. 2,4 Diclorofenol	88. Hexaclorobenzeno	
43. Tricloroetileno	89. Hexaclorobutanieno	
44. Cloreto de metila	90. Hexaclaro ciclopentadieno	
45. 2-Clorofenol	91. Hexacloroetano	

Fonte: 40 CFR 131.36, 1/7/1993.

TABELA 11-4 Alguns valores de concentração de DBO_5 e sólidos suspensos de efluentes industriais por setor

Setor	$\text{DBO}_5 \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1}\text{)}$	Sólidos suspensos $\text{(mg} \cdot \text{L}^{-1}\text{)}$
Armamento	50–300	70–1700
Fermentação	4500	10.000
Frigoríficos (carne bovina)	400–2500	400–1000
Celulose e papel	100–350	75–300
Curtumes	700–7000	4000–20.000

TABELA 11-5 Alguns valores de concentração de poluentes não convencionais em efluentes por setor

Setor	Poluente	Concentração $\text{(mg} \cdot \text{L}^{-1}\text{)}$
Subprodutos do coque (siderúrgicas)	Amônia (como N)	200
	Nitrogênio orgânico (como N)	100
	Fenol	2000
Resíduos da metalurgia	Cromo (VI)	3–550
Polímeros de náilon	DQO	23.000
	TOC	8800
Resíduo de cola de madeira compensada	DQO	2000
	Fenol	200–2000
	Fósforo (como PO_4)	9–15

11-3 CRITÉRIOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

A lei 92-500 do Congresso dos Estados Unidos exige que as cidades e indústrias implantem sistemas de **tratamento secundário** para o tratamento do seus efluentes antes do lançamento no meio ambiente. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos define tratamento secundário com base em três características dos efluentes: DBO_5 , sólidos suspensos e potencial hidrogeniônico (pH). Os valores definidos são apresentados na Tabela 11-6.

A mesma lei também determina que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos defina um sistema de permissões, denominado Sistema Nacional de Eliminação de Despejos Poluentes (*National Pollutant Discharge Elimination System*, NPDES). Segundo o sistema, todas as instalações precisam obter uma permissão para lançamento de poluentes nos corpos d'água. Embora alguns estados tenham escolhido a agência como entidade gestora de seus sistemas de permissão, a maioria deles administram seus próprios programas. Antes de uma permissão ser concedida, a agência simula a resposta do corpo receptor decorrente do lançamento pretendido, para avaliar se irá ocorrer algum efeito adverso (para um exemplo de modelo de resposta, ver o Capítulo 9). Em alguns casos a autorização exige concentrações menores do que aquelas apresentadas na Tabela 11-6. O objetivo é assegurar que a qualidade do corpo receptor não será afetada de forma adversa pelo respectivo lançamento.

Além disso, os estados têm a liberdade de incluir condições específicas na elaboração da permissão para lançamentos de efluentes em corpos receptores. Por exemplo, no estado do Michigan, o limite para fósforo é de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em águas superficiais que não apresentem níveis elevados de outros nutrientes. Regulamentações mais restritivas são necessárias para lançamentos realizados em águas superficiais sensíveis à presença de nutrientes.

Os limites da demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias, para a fração carbonácea (DBOC_5), são incluídos nas permissões para lançamento, concedidas a todas as instalações que tenham potencial de contribuir com quantidades expressivas de substâncias que resultam no consumo de oxigênio. Em muitos casos, a demanda bioquímica de oxigênio gerada pela oxidação do nitrogênio amoniacal é a forma de demanda de oxigênio mais importante para avaliação dos lançamentos municipais (ver o Capítulo 9). Ela é calculada em separado da DBOC_5 e então

TABELA 11-6 Padrões para efluentes resultantes do tratamento secundário pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Característica do despejo	Unidades	Concentração média mensal ^a	Concentração média semanal ^a
DBO ₅	mg · L ⁻¹	30 ^b	45
Sólidos suspensos	mg · L ⁻¹	30 ^b	45
Concentração de Íon hidrogênio	Unidades de pH	Dentro da faixa 6,0–9,0 em todos os casos ^c	
DBOC ₅ ^d	mg · L ⁻¹	25	40

Observação: Os critérios em uso permitem que as concentrações médias mensais de DBO e de sólidos suspensos em lagoas de estabilização e filtros biológicos sejam superiores (45 mg · L⁻¹ e 65 mg · L⁻¹), desde que a qualidade do corpo receptor não seja afetada negativamente. Outras exceções também são permitidas. O Código Federal de Regulamentações e o *NPDES Permit Writers' Manual* (U.S. EPA, 1996) apresenta os detalhes relativos a essas exceções.

^a Valor máximo.

^b A remoção média não deve ser menor do que 85%.

^c Válido apenas se causado por efluentes industriais ou pelo uso de compostos químicos na própria unidade.

^d Pode ser substituída pela DBO₅ mediante aprovação da autoridade responsável.

Fonte: CFR, 2005.

combinada a esta, para compor um limite de despejo. A amônia também é avaliada em função de sua toxicidade em potencial para os organismos aquáticos.

Os limites para a contagem de bactérias também podem ser incluídos na autorização do NPDES. Por exemplo, as estações de tratamento de efluentes no estado do Michigan precisam aderir ao limite médio mensal de 200 coliformes termotolerantes em 100 mL de água e 400 coliformes termotolerantes em 100 mL como média semanal. Limites mais restritivos podem ser impostos para proteger as águas utilizadas para fins recreativos. As águas utilizadas para recreação de contato primário com imersão total devem atender aos limites de 130 *Escherichia coli* em 100 mL de água como média mensal e 300 *E. coli* em 100 mL a qualquer momento. Já as águas que permitem a imersão parcial do corpo humano devem ter menos de 1000 *E. coli* em 100 mL.

As permissões também contemplam efluentes com carga térmica, como a purga das torres de resfriamento, por exemplo. No estado do Michigan, as normas estipulam que os Grandes Lagos, as águas com alguma ligação com eles e os lagos internos não recebam uma carga térmica que eleve a temperatura do corpo receptor em mais de 1,7°C após a mistura. Para rios, córregos e represas com criação de peixes de água fria o aumento de temperatura após o lançamento do efluente deve ser de até 1°C, no caso de criação de peixes de águas quentes a este aumento pode ser de até 2,8°C. (Ver a Seção 4-4 para uma discussão sobre os balanços de energia e os Exercícios 4-37 e 4-40 para análises de efluentes com carga térmica.)

A Tabela 11-7 mostra alguns limites estipulados pelo NPDES. Observe que, além dos limites de concentração, os limites de despejo base massa também são dados.

Pré-tratamento de efluentes industriais

Os efluentes industriais representam sérios perigos para os sistemas de tratamento de efluentes domésticos, já que a estrutura de coleta e o sistema de tratamento não são projetados para transportar ou tratar este tipo de efluente. Isto porque os efluentes industriais podem danificar tubulações e interferir na operação das unidades de tratamento dos efluentes domésticos. Alguns contaminantes presentes nos efluentes industriais podem passar inalterados pelas ETEs ou ser concentrados no lodo gerado ao final do tratamento, gerando um resíduo perigoso.

A Lei da Água Limpa confere à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos a autoridade para estabelecer e exigir o atendimento dos padrões de qualidade para lançamento de efluentes industriais na rede de coleta de efluentes domésticos, o que pode exigir a utilização de sistemas de pré-tratamento. Os principais objetivos dos sistemas de pré-tratamento são:

- Impedir a introdução de poluentes capazes de interferir com as operações das ETEs, especialmente com relação ao descarte do lodo.

TABELA 11-7 Os limites definidos pelo NPDES para a cidade de Hailey, estado de Idaho, Estados Unidos

Parâmetro	Limite médio mensal	Limite médio semanal	Limite pontual máximo
DBO ₅	30 mg · L ⁻¹ 43 kg · dia ⁻¹	45 mg · L ⁻¹ 64 kg · dia ⁻¹	NA ^a
Sólidos suspensos	30 mg · L ⁻¹ 43 kg · dia ⁻¹	45 mg · L ⁻¹ 64 kg · dia ⁻¹	NA
<i>E. coli</i>	126 em 100 mL	NA	406 em 100 mL
Coliformes termotolerantes	NA	200 colônias em 100 mL	NA
Amônia total (como N)	1,9 mg · L ⁻¹ 4,1 kg · dia ⁻¹	2,9 mg · L ⁻¹ 6,4 kg · dia ⁻¹	3,3 mg · L ⁻¹ 7,1 kg · dia ⁻¹
Fósforo total	6,8 kg · dia ⁻¹	10,4 kg · dia ⁻¹	NA
Nitrogênio Kjeldhal total	25 kg · dia ⁻¹	35 kg · dia ⁻¹	NA

Observação: Uma revisão da tabela foi anunciada em 7/2/2001. Esta tabela informa apenas os limites quantitativos. O documento de autorização tem 22 páginas.

^a NA = não aplicável

Fonte: U.S. EPA, 2005.

- Impedir a introdução de poluentes que passem pelo sistema de tratamento de efluentes ou sejam incompatíveis com as operações destes.
- Melhorar as oportunidades de reciclagem e de recuperação dos efluentes tratados e lodos municipais e industriais.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos também define “critérios para lançamentos não permitidos” (40 CFR 403.5), válidos para todos os lançamentos efluentes que não sejam domésticos para as ETEs e “critérios de pré-tratamento por categoria”, válidos para setores industriais específicos (40 CFR 405-471). O congresso norte-americano designa a responsabilidade de exigir o cumprimento destes padrões às ETEs municipais.

11-4 SISTEMAS LOCAIS DE DISPOSIÇÃO

Em áreas pouco populosas, onde as propriedades são amplas e a distância entre residências é grande, os efluentes domésticos podem ser tratados no próprio local, sem necessidade de um sistema de coleta e tratamento centralizados. De modo geral, os sistemas de tratamento local são pequenos e atendem residências isoladas, pequenos conjuntos habitacionais ou a estabelecimentos comerciais individuais, como pequenos hotéis e restaurantes. Nos Estados Unidos, cerca de 25% da população que vive no meio rural e em comunidades de subúrbios têm este tipo de sistema (U.S. EPA, 1997). Com o aumento do número de pessoas que prefere morar no campo, cresce também o número de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Estima-se que 40% das novas residências nos Estados Unidos sejam construídas em áreas que não são atendidas por redes de coleta de esgotos.

11-5 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Os sistemas de tratamento de efluentes domésticos são divididos em três categorias (Figura 11-2): (1) tratamento primário, (2) tratamento secundário e (3) tratamento terciário. Cada configuração do sistema de tratamento pressupõe um arranjo que combine as categorias de tratamento definidas, sendo necessária a utilização de unidades de condicionamento dos efluentes, antes do tratamento primário. Por exemplo, o tratamento primário ocorre após o tratamento preliminar dos efluentes, que pode incluir as operações de gradeamento, remoção de areia e equalização. De modo análogo, o tratamento secundário só é realizado após o tratamentos preliminar, detalhado acima, e tratamento primário, que consiste na remoção dos sólidos sedimentáveis presentes no efluente bruto.

O objetivo do tratamento preliminar, ou pré-tratamento, é proteger os equipamentos da ETE. Algumas estações não têm a etapa da equalização.

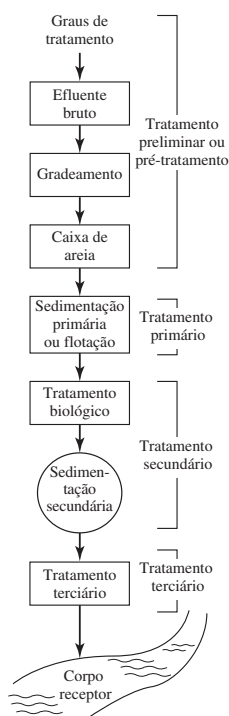


FIGURA 11-2
Os módulos do tratamento de efluentes domésticos.

A principal função do tratamento primário é a remoção dos sólidos em suspensão, que pode ser feita em sedimentadores ou flotações. O tratamento primário típico, sedimentação, remove cerca de 60% dos sólidos suspensos totais presentes no esgoto bruto e 35% da DBO₅. Os constituintes solúveis não são removidos. No passado, esta era a única etapa adotada nas ETEs de muitas cidades. Atualmente a legislação federal dos Estados Unidos exige o tratamento secundário para os efluentes domésticos. Embora não seja possível realizar apenas o tratamento primário, em muitas situações ele é usado como etapa preliminar em um sistema secundário. O tratamento secundário tem a finalidade de remover a DBO₅ solúvel que passa pelo processo primário, além de retirar parte dos sólidos em suspensão. O tratamento secundário normalmente é realizado por processos biológicos governados pelas mesmas reações observadas em um corpo receptor que tenha a capacidade de assimilar os constituintes presentes no efluente lançado, processo conhecido por autodepuração, que é relativamente lento. Neste processo os microrganismos presentes nos corpos receptores utilizam a matéria orgânica dos efluentes com alimento e consomem o oxigênio dissolvido. As etapas do tratamento secundário são projetadas para acelerar os processos naturais, para que os poluentes orgânicos degradáveis sejam decompostos em um curto período de tempo. O tratamento secundário remove mais de 85% da DBO₅ e dos sólidos suspensos. Porém, ele não retira quantidades expressivas de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, metais pesados e organismos patogênicos, principalmente bactérias e vírus.

Nos casos em que o tratamento secundário não reduz as quantidades de poluentes a níveis adequados, o efluente secundário é submetido a um tratamento adicional, denominado terciário. Os processos terciários podem envolver tratamentos biológicos adicionais, como nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo, tratamento químico e filtração. Em linguagem simples, o tratamento terciário equivale à utilização de processos biológicos complementares ou à utilização de um sistema adicional de tratamento após o sistema de tratamento secundário. Quando possível, o tratamento terciário se resume à aplicação do efluente secundário no solo ou em áreas alagadas (*wetlands*), sistemas cuidadosamente projetados, nos quais os contaminantes são removidos por plantas. Alguns destes processos conseguem remover até

95% do nitrogênio e até 99% dos teores de DBO₅, de fósforo, de sólidos suspensos e de bactérias. O efluente resultante é muito limpo, inodoro e incolor. Embora esses processos e os sistemas de tratamento em solo sejam utilizados para tratar o efluente resultante do tratamento terciário, eles também são úteis como substitutos do tratamento secundário convencional.

Deve ser observado que os contaminantes presentes no efluente bruto não desaparecem, eles são transformados. Algumas substâncias orgânicas são decompostas em dióxido de carbono e água. Mas uma grande parcela das impurezas é removida na forma sólida, isto é, o lodo. É exatamente devido à presença de contaminantes que o lodo deve ser manipulado e descartado com cuidado, respeitando-se os critérios de controle da poluição.

11-6 OPERAÇÕES UNITÁRIAS DO PRÉ-TRATAMENTO

Vários dispositivos e estruturas são instalados a montante das operações do tratamento primário. O objetivo é proteger os equipamentos utilizados nas etapas posteriores. Estes dispositivos de pré-tratamento têm pouco impacto na redução da DBO₅. Diferentemente dos tanques de equalização, os quais têm papel essencial na maioria das ETEs industriais, a unidade de gradeamento e a caixa de areia nem sempre estão presentes, já que os efluentes industriais contêm apenas compostos solúveis.

Unidades de gradeamento

Pedaços de tecido, madeira ou outros objetos volumosos são capazes danificar ou entupir bombas, válvulas e outros equipamentos mecânicos nas ETEs. Logo, o primeiro dispositivo em uma estação de tratamento é a **unidade de gradeamento**, cuja finalidade é reter objetos presentes nos

efluentes que chegam à ETE. Nas ETEs modernas, as grades são limpas mecanicamente. O material sólido retido é recolhido em uma caçamba para posterior descarte em aterro sanitário.

As unidades de gradeamento podem ser classificadas em retentoras de lixo, manuais e automatizadas. As grades retentoras de lixo têm aberturas largas, entre 40 e 150 mm, e são projetadas para impedir a passagem de objetos volumosos. Em casos especiais estas grades são seguidas de um dispositivo de gradeamento mais restritivo. As grades manuais têm aberturas entre 25 e 50 mm. Embora não sejam muito comuns em ETEs, estas grades são úteis em canais de desvio utilizados em situações específicas. As grades mecanizadas têm aberturas entre 5 e 40 mm. A velocidade máxima do efluente na entrada do canal da unidade de gradeamento varia entre $0,6$ e $1,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Independentemente do tipo da unidade de gradeamento utilizada, um canal de desvio deve ser construído em todas as ETEs, para permitir a limpeza e a manutenção da unidade principal, sem prejuízo ao tratamento.

Caixas de areia

Materiais inertes e densos como a areia, cacos de vidro, silte e cascalho são genericamente chamados de **detritos**. A eventual entrada desses materiais nas bombas e em outros equipamentos mecânicos nas ETEs pode desgastar e comprometer o funcionamento dos mesmos. Outro problema em potencial é que esses materiais sedimentam nos cantos e nas curvas do sistema, reduzindo vazões e entupindo tubulações e canais.

Três tipos básicos de dispositivos de remoção de detritos sólidos são utilizados: os dispositivos controlados pela velocidade (também conhecidos como caixas de areia de fluxo horizontal), as câmaras aeradas e as câmaras de fluxo em vórtice. Apenas o primeiro tipo pode ser analisado com base nas leis clássicas da sedimentação de partículas discretas não flocculantes (sedimentação tipo I). A lei de Stokes (ver o Capítulo 10) é utilizada na análise do projeto das caixas de areia horizontais nos casos em que a velocidade horizontal do líquido é constante e em torno de $0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A velocidade do líquido é controlada instalando-se um vertedor específico no final do canal. O projeto deve prever um canal de desvio, para permitir a limpeza e a manutenção do canal principal, sem interrupção do tratamento. A limpeza é realizada de forma mecanizada ou manual. A limpeza mecanizada é preferida em estações com vazões acima de $0,04 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O tempo de detenção hidráulico teórico nas caixas de areia fica em torno de 1 minuto, para a vazão média. Unidades de lavagem são normalmente utilizadas para remover material orgânico dos detritos.

EXEMPLO 11-1

Uma partícula de detrito tem $0,04 \text{ mm}$ de raio e densidade relativa de $2,65$. Ela entra em uma caixa de areia horizontal com $13,5 \text{ m}$ de comprimento, $0,56 \text{ m}$ de largura e vazão média de $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A velocidade horizontal é $0,25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A partícula ficará retida na caixa de areia? A temperatura da água é 22°C .

Solução Antes do cálculo da velocidade final de sedimentação da partícula, é necessário obter algumas informações na Tabela A-1, Apêndice A. Na temperatura de 22°C , a massa específica da água é $997,774 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, podendo-se utilizar, como aproximação, o valor de $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Uma vez que o raio da partícula é dado com um algarismo significativo, aproximação feita é razoável. A mesma tabela mostra que a viscosidade dinâmica da água é $0,955 \text{ mPa} \cdot \text{s}$. A nota de rodapé da tabela informa sobre a necessidade de multiplicar o valor apresentado por 10^{-3} para obtenção da viscosidade em pascal-segundo ($\text{Pa} \cdot \text{s}$). Sabendo que o diâmetro da partícula é $0,08 \times 10^{-3} \text{ m}$, é possível calcular a velocidade final de sedimentação, com base na lei de Stokes (Equação 10-22):

$$v_s = \frac{(9,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2})(2650 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} - 1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(0,08 \times 10^{-3} \text{ m})^2}{18(9,55 \times 10^{-4} \text{ Pa} \cdot \text{s})}$$

$$= 6,02 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}, \text{ ou } \approx 6,0 \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$$

Observar que o produto da densidade da partícula ($2,65$) pela massa específica da água é a massa específica da partícula (ρ).

Sabendo que a vazão é $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e que a velocidade horizontal é $0,25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, é possível calcular a área da seção transversal:

$$A_c = \frac{0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{0,25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} = 0,60 \text{ m}^2$$

A profundidade é estimada dividindo-se a área da seção transversal pela largura do canal.

$$h = \frac{0,60 \text{ m}^2}{0,56 \text{ m}} = 1,07 \text{ m}$$

Se a partícula entra na caixa de areia arrastada na superfície do líquido, ela leva h/v segundos para chegar ao fundo.

$$t = \frac{1,07 \text{ m}}{6,02 \times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} = 178 \text{ s}$$

Uma vez que a câmara tem 13,5 m de comprimento e a velocidade horizontal é $0,25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, o líquido permanece nela.

$$t = \frac{13,5 \text{ m}}{0,25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} = 54 \text{ s}$$

Logo, a partícula não fica retida na caixa de areia.

Caixa de areia aerada. O perfil de escoamento em espiral do líquido no interior de uma caixa de areia aerada conduz os detritos sólidos para o interior de uma calha coletora localizada na parte inferior do conjunto difusor (Figura 11-3). A tensão de cisalhamento causada pelas bolhas de ar remove a maior parte da matéria orgânica aderida aos detritos inertes.

O desempenho deste tipo de dispositivo depende da velocidade da rotação do fluido e do tempo de detenção. A velocidade de rotação é controlada ajustando-se a vazão de entrada de ar. As vazões de ar normalmente utilizadas estão na faixa que vai de $0,2$ a $0,5 \text{ m}^3/\text{min}$ por metro do comprimento do tanque ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$). O tempo de detenção hidráulico é da ordem de três minutos, considerando-se a vazão máxima. A relação comprimento/largura varia entre 3:1 a 5:1 e a profundidade da câmara varia entre 2 e 5 m.

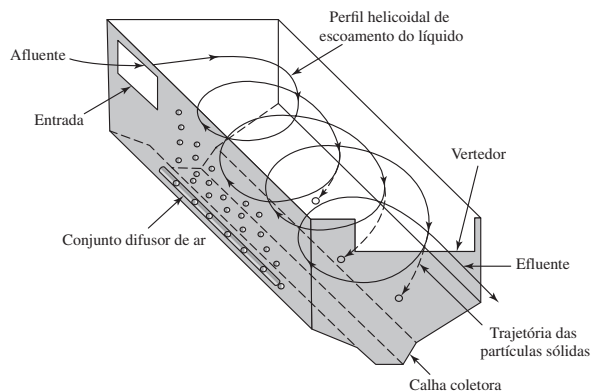


FIGURA 11-3 Caixa de areia aerada.

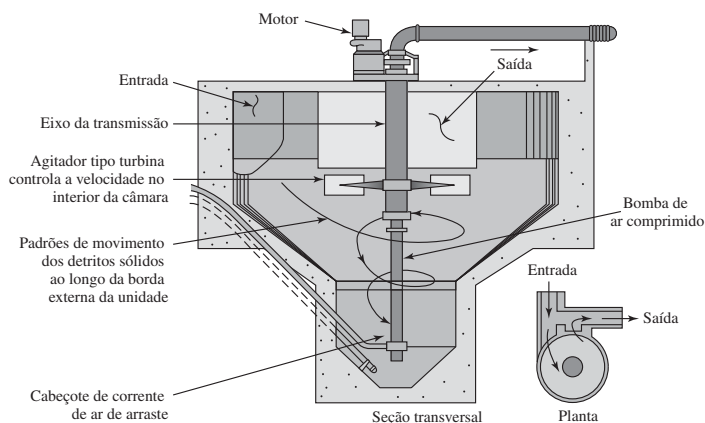


FIGURA 11-4 Caixa de areia com fluxo em vórtice.

A acumulação dos detritos sólidos varia muito em função do tipo de sistema de coleta esgoto (sanitário ou combinado) e pela eficiência da caixa de areia. A quantidade de detritos presentes nos esgotos pode atingir valores da ordem de 90 m^3 por milhão de metro cúbico ($\text{m}^3/10^6 \text{ m}^3$). Nos sistemas de esgotos sanitários, as quantidades de detritos variam entre $40 \text{ m}^3/10^6 \text{ m}^3$. De modo geral, o descarte desses detritos é feito em aterros sanitários.

Caixa de areia com fluxo em vórtice. Neste tipo de dispositivo, os efluentes entram na câmara tangenciando a parede externa do equipamento (Figura 11-4). No centro, um misturador tipo turbina com pás ajustáveis gera um movimento em espiral, formando um vórtice alinhado sobre fundo côncavo do equipamento. Este movimento mantém as partículas mais leves no fluxo ao mesmo tempo em que sedimenta os detritos sólidos com maior densidade. A largura do bocal de saída tem o dobro da largura da calha de alimentação, o que reduz a velocidade de saída e o potencial de arraste de detritos para o efluente que sai do equipamento. Vale ressaltar que a aceleração centrífuga não desempenha papel relevante na remoção das partículas, já que a velocidade tangencial do líquido é muito baixa.

Trituradores

Os equipamentos que retalham ou trituram os sólidos de grandes dimensões presentes nos efluentes que chegam à estação de tratamento, pedaços de tecido, papel, plástico e outros materiais, são chamados de **trituradores**. Estes dispositivos são equipados com lâminas de corte e são utilizados como substitutos às grades para retenção de detritos de grandes dimensões. A instalação deve prever uma grade em canal paralelo, a qual entra em operação caso ocorra algum problema com o triturador.

Equalização

Embora não seja um processo de tratamento propriamente dito, a unidade de **equalização** é utilizada para melhorar a efetividade dos processos dos tratamentos secundário e terciário. A vazão e as características do efluente que chega aos sistemas de tratamento estão sujeitas a variações ao longo do dia e do ano, reflexo dos hábitos da população. As variações ao longo do dia se manifestam em intervalos muito curtos, em base horária. Na maioria das cidades, o padrão das atividades diárias define a vazão e as características físico-químicas dos efluentes domésticos. Vazões acima da média são observadas no meio da manhã, quando a carga de contaminantes também é maior. As frequentes variações na vazão e concentração dos efluentes domésticos interferem no desempenho do sistema de tratamento. Muitas unidades de tratamento devem ser

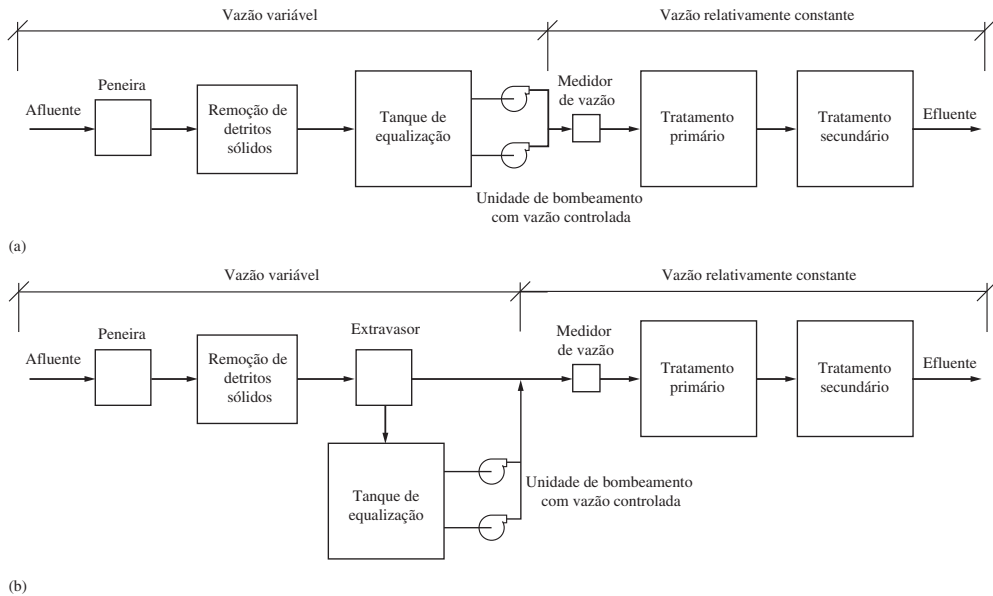


FIGURA 11-5 Estação de tratamento de efluentes mostrando a equalização da vazão.

(a) Equalização em série e (b) equalização em paralelo. A equalização da vazão pode ser feita após a remoção de detritos sólidos, após a sedimentação primária, ou após o tratamento secundário, nos casos em que tratamentos avançados são empregados.

projetadas para os valores máximos de vazão, o que resulta no superdimensionamento destas unidades em relação à vazão média de operação. Este problema pode ser contornado com a utilização de um tanque de equalização. Outras situações que conduzem à necessidade de instalação de uma unidade de equalização em uma ETE são:

- A utilização de sistema unitários de coleta de esgotos e água de chuva, que resulta em vazões de pico na ocorrência de chuvas..
- A infiltração de água de chuva nas tubulações de esgoto..
- As elevadas vazões de pico em ETEs de pequeno porte.
- As variações cíclicas de vazão em ETEs industriais ou a ocorrência de problemas operacionais que resultam no lançamento de volumes expressivos de efluentes, ou efluentes com uma carga elevada de contaminantes.

A unidade de equalização da vazão tem por objetivo atenuar as variações de vazão e carga de contaminantes afluente à ETE. Isto permite que o efluente seja bombeado a uma vazão constante para as unidades de tratamento. De modo geral, os tanques de equalização são construídos a jusante das unidades de pré-tratamento, preferencialmente da caixa de areia, para evitar o acúmulo de detritos (Figura 11-5). A areação e a mistura adequadas são essenciais para impedir a geração de odores e a deposição de sólidos. O volume de um tanque de equalização em série é calculado com base em um balanço de massa considerando-se a variação da vazão afluente e a vazão média de projeto. A equação geral do balanço de massa (Equação 4-4, Capítulo 4) é:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{d(\text{entrada})}{dt} - \frac{d(\text{saída})}{dt}$$

Escrevendo a equação em termos de vazão de água, obtém-se:

$$\frac{d(\rho \Psi)}{dt} = \frac{d(\rho \Psi)_{\text{entrada}}}{dt} - \frac{d(\rho \Psi)_{\text{saída}}}{dt} \quad (11-1)$$

onde ρ = massa específica da água

Supondo-se que a massa específica da água seja constante e simplificando-se a Equação (11-1):

$$\frac{d(\Psi)}{dt} = \frac{d(\Psi)_{\text{entrada}}}{dt} - \frac{d(\Psi)_{\text{saída}}}{dt} \quad (11-2)$$

A parcela à esquerda representa a variação no armazenamento de água no tanque de equalização. O membro $d(\Psi)_{\text{entrada}}/dt$ é a vazão de entrada no tanque, a qual normalmente é denominada Q_{entrada} . De modo análogo, $d(\Psi)_{\text{saída}}/dt$ é a vazão de saída do efluente do tanque, representada como $Q_{\text{saída}}$.

Logo, a equação pode ser representada de forma mais simples:

$$\frac{d(\Psi)}{dt} = Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} \quad (11-3)$$

Para obtenção da capacidade de armazenamento necessário durante determinado intervalo, a Equação 11-3 é reescrita:

$$d(\Psi) = Q_{\text{entrada}}(dt) - Q_{\text{saída}}(dt) \quad (11-4)$$

Para intervalos de tempo finitos, tem-se:

$$\Delta \Psi = Q_{\text{entrada}}(\Delta t) - Q_{\text{saída}}(\Delta t) \quad (11-5)$$

Esta expressão pode ser escrita em termos dos volumes de efluente que entram e que saem do tanque de equalização, porque o produto $Q(\Delta t)$ dá um volume:

$$\Delta \Psi = \Psi_{\text{entrada}} - \Psi_{\text{saída}} \quad (11-6)$$

Para o cálculo do volume máximo exigido, a soma de $\Delta \Psi$ é calculada ao longo de um ciclo de enchimento e de esvaziamento do tanque. A variável $Q_{\text{saída}}$ é definida como a vazão média durante o ciclo. O valor máximo de $\Delta \Psi$ é o volume de armazenagem necessário.

EXEMPLO 11-2

Projete um tanque de equalização para o padrão de vazão cíclica dado. Considere variações inesperadas na vazão e a acumulação de sólidos, e utilize uma sobrecarga de segurança de 25% sobre a capacidade máxima. Avalie o efeito da equalização na DBO_5 de entrada.

Tempo (h)	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	DBO_5 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Tempo (h)	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	DBO_5 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
0000	0,0481	110	1200	0,0718	160
0100	0,0359	81	1300	0,0744	150
0200	0,0226	53	1400	0,0750	140
0300	0,0187	35	1500	0,0781	135
0400	0,0187	32	1600	0,0806	130
0500	0,0198	40	1700	0,0843	120
0600	0,0226	66	1800	0,0854	125
0700	0,0359	92	1900	0,0806	150
0800	0,0509	125	2000	0,0781	200
0900	0,0631	140	2100	0,0670	215
1000	0,0670	150	2200	0,0583	170
1100	0,0682	155	2300	0,0526	130

Solução Uma vez que os cálculos são repetidos e baseados em valores tabulados, um programa computacional de geração de planilhas eletrônicas é útil na solução neste problema. A solução com base em uma planilha permite confirmar a veracidade dos cálculos quando estes são realizados com base na seleção criteriosa de valores iniciais. Se o valor inicial escolhido for a primeira vazão maior do que a média após uma sequência de valores de vazão reduzidos observados no período noturno, então a última linha do cálculo deve resultar em um valor de armazenamento nulo.

A primeira etapa é o cálculo da vazão média. Neste caso, o valor é $0,05657 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Após, as vazões são dispostas em ordem, começando com a primeira vazão (e o respectivo momento) que exceda a média. O momento é 9h00, e a vazão é $0,0631 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Os valores são dados na tabela abaixo. Uma explicação dos dados para cada coluna é dada a seguir.

Tempo	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	V_{entrada} (m^3)	$V_{\text{saída}}$ (m^3)	dS (m^3)	ΣdS (m^3)	DBO_5 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$M_{\text{DBO-entrada}}$ (kg)	S ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$M_{\text{DBO-saída}}$ (kg)
0900	0,0631	227,16	203,65	23,51	23,51	140	31,80	140,00	28,51
1000	0,067	241,2	203,65	37,55	61,06	150	36,18	149,11	30,37
1100	0,0682	245,52	203,65	41,87	102,93	155	38,06	153,83	31,33
1200	0,0718	258,48	203,65	54,83	157,76	160	41,36	158,24	32,23
1300	0,0744	267,84	203,65	64,19	221,95	150	40,18	153,06	31,17
1400	0,075	270	203,65	66,35	288,3	140	37,80	145,89	29,71
1500	0,0781	281,16	203,65	77,51	365,81	135	37,96	140,51	28,62
1600	0,0806	290,16	203,65	86,51	452,32	130	37,72	135,86	27,67
1700	0,0843	303,48	203,65	99,83	552,15	120	36,42	129,49	26,37
1800	0,0854	307,44	203,65	103,79	655,94	125	38,43	127,89	26,04
1900	0,0806	290,16	203,65	86,51	742,45	150	43,52	134,67	27,43
2000	0,0781	281,16	203,65	77,51	819,96	200	56,23	152,61	31,08
2100	0,067	241,2	203,65	37,55	857,51	215	51,86	166,79	33,97
2200	0,0583	209,88	203,65	6,23	863,74	170	35,68	167,42	34,10
2300	0,0526	189,36	203,65	-14,29	849,45	130	24,62	160,69	32,73
0000	0,0481	173,16	203,65	-30,49	818,96	110	19,05	152,11	30,98
0100	0,0359	129,24	203,65	-74,41	744,55	81	10,47	142,42	29,00
0200	0,0226	81,36	203,65	-122,29	622,26	53	4,31	133,61	27,21
0300	0,0187	67,32	203,65	-136,33	485,93	35	2,36	123,98	25,25
0400	0,0187	67,32	203,65	-136,33	349,6	32	2,15	112,79	22,97
0500	0,0198	71,28	203,65	-132,37	217,23	40	2,85	100,46	20,46
0600	0,0226	81,36	203,65	-122,29	94,94	66	5,37	91,07	18,55
0700	0,0359	129,24	203,65	-74,41	20,53	92	11,89	91,61	18,66
0800	0,0509	183,24	203,65	-20,41	0,12	125	22,91	121,64	24,77

A terceira coluna converte as vazões em volumes utilizando o intervalo de 1 hora entre as medições da vazão:

$$V = (0,0631 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}) = 227,16 \text{ m}^3$$

A quarta coluna é o volume médio de saída do tanque de equalização.

$$V = (0,05657 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1}) = 203,65 \text{ m}^3$$

A quinta coluna é a diferença entre os volumes de entrada e de saída, para o período de tempo considerado.

$$\Delta V = V_{\text{entrada}} - V_{\text{saída}} = 227,16 \text{ m}^3 - 203,65 \text{ m}^3 = 23,51 \text{ m}^3$$

A sexta coluna é a soma acumulativa da diferença entre as vazões de entrada e de saída. Para o segundo período de tempo, tem-se:

$$\text{Armazenamento} = dS = 37,55 \text{ m}^3 + 23,51 \text{ m}^3 = 61,06 \text{ m}^3$$

Observe que o último valor do armazenamento cumulativo é $0,12 \text{ m}^3$. Ele não é zero por conta do arredondamento nos cálculos. Neste ponto, o tanque de equalização está vazio, pronto para o ciclo do dia seguinte.

O volume do tanque de equalização precisa ser igual ao armazenamento cumulativo máximo. Lembrando que precisamos considerar uma sobrecarga de 25% da capacidade máxima, assim o volume final é:

$$\text{Volume de armazenamento} = (863,74 \text{ m}^3)(1,25) = 1079,68, \text{ ou } 1080 \text{ m}^3$$

A massa de DBO_5 que entra no tanque de equalização é o produto da vazão de entrada (Q), pela concentração de DBO_5 (S_o), e pelo intervalo de tempo (Δt).

$$M_{\text{DBO-entrada}} = (Q)(S_o)(\Delta t)$$

A massa de DBO_5 que deixa o tanque de equalização é o produto da vazão de saída média ($Q_{\text{média}}$), pela concentração média ($S_{\text{média}}$) no tanque e pelo intervalo de tempo (Δt):

$$M_{\text{DBO-saída}} = (Q_{\text{média}})(S_{\text{média}})(\Delta t)$$

A concentração média é determinada pela expressão:

$$S_{\text{média}} = \frac{(\Psi_i)(S_o) + (\Psi_s)(S_{\text{anterior}})}{\Psi_i + \Psi_s}$$

onde Ψ = volume da vazão de entrada no intervalo de tempo Δt (m^3)

S_o = DBO_5 média no intervalo de tempo Δt ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Ψ_s = volume de efluente no tanque ao final do intervalo de tempo anterior (m^3)

S_{anterior} = concentração da DBO_5 no tanque ao final do intervalo de tempo anterior
 $= S_{\text{média anterior}} (\text{g} \cdot \text{m}^{-3})$

Observe que $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Logo, os valores da primeira linha (relativos ao tempo 9h00) são:

$$M_{\text{DBO-entrada}} = (0,0631 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) = 31,8 \text{ kg}$$

$$S_{\text{média}} = \frac{(227,16 \text{ m}^3)(140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) + 0}{227,16 \text{ m}^3 + 0} = 140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$M_{\text{DBO-saída}} = (0,05657 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) = 28,5 \text{ kg}$$

Observe que os valores nulos no cálculo de $S_{\text{média}}$ são válidos apenas no começo do processo, quando o tanque está vazio. Outro aspecto importante é que, neste caso, $M_{\text{DBO-entrada}}$ e $M_{\text{DBO-saída}}$ diferem apenas devido à diferença nas vazões. Para a segunda linha (10h00), os cálculos são:

$$M_{\text{DBO-entrada}} = (0,0670 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(150 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) = 36,2 \text{ kg}$$

$$S_{\text{média}} = \frac{(241,20 \text{ m}^3)(150 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) + (23,51 \text{ m}^3)(140 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})}{241,20 \text{ m}^3 + 23,51 \text{ m}^3} = 149,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\begin{aligned} M_{\text{DBO-saída}} &= (0,05657 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(149,11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(1 \text{ h})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \\ &= 30,37 \text{ kg} \end{aligned}$$

Observe que Ψ_s é o volume de efluente no tanque ao final do intervalo de tempo anterior. Logo, ele é igual ao acumulado de dS . A concentração de DBO_5 (S_{anterior}) é a concentração

média ao final do intervalo anterior ($S_{\text{média}}$), não a concentração do afluente do intervalo precedente (S_0).

Para a terceira linha (11h00), a concentração de DBO_5 é:

$$S_{\text{média}} = \frac{(245,52 \text{ m}^3)(155 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) + (61,06 \text{ m}^3)(149,11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})}{245,52 \text{ m}^3 + 61,06 \text{ m}^3} = 153,83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

11-7 TRATAMENTO PRIMÁRIO

O efluente doméstico após o pré-tratamento está livre de detritos, mas contém sólidos orgânicos em suspensão, alguns dos quais podem ser removidos por gravidade em sedimentadores retangulares ou circulares. A massa de sólidos que sedimenta é denominada **lodo bruto**. Raspadores mecânicos e bombas removem o lodo do sedimentador (Figura 11-6). Os materiais flutuantes, como graxas e óleos, são removidos por raspadores superficiais e encaminhados ao tratamento específico.

Os sedimentadores primários são caracterizados pela sedimentação do tipo II. Neste caso, a equação de Stokes não é válida, já que o tamanho e a forma das partículas variam durante o processo de sedimentação, como resultado do processo de floculação, e quando a água é aprisionada no interior dos flocos, a massa específica também varia. Não existe uma expressão matemática adequada para descrever a sedimentação do tipo II. Testes em laboratório com colunas de sedimentação são realizados para a obtenção dos parâmetros de projeto.

Os sedimentadores retangulares em alvenaria podem ser construídos em diversos tamanhos, o que é útil quando há limitações de espaço. De modo geral, estes tanques têm entre 15 e 100 m de comprimento e 3 e 24 m de largura. Os tanques circulares têm diâmetros entre 3 e 90 m.

A exemplo do projeto de clarificadores discutido no Capítulo 10, a taxa de aplicação é o parâmetro de controle utilizado no projeto de sedimentadores primários. As taxas de aplicação comumente observadas em sedimentadores primários de ETEs varia entre 25 a $60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (em unidades simplificadas, 25 – $60 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$). Nos casos em que o lodo ativado é devolvido ao tanque primário, os valores da taxa de aplicação são menores, entre 25 e $30 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$. Em condições de pico, o valor da taxa de aplicação pode variar entre 80 e $120 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$.

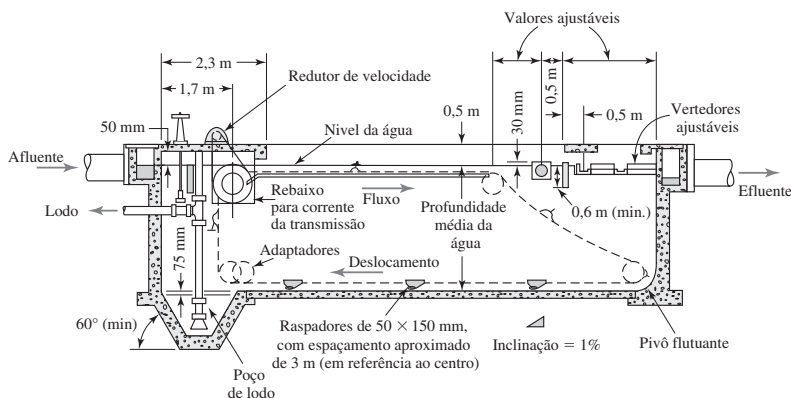


FIGURA 11-6 Sedimentador primário.

O tempo de detenção hidráulico (ver a Equação 4-27 para a definição do termo) no sedimentador varia entre 1,5 e 2,5 h, considerando-se a vazão média. Tempos de detenção de 2 horas são os mais comuns.

As autoridades dos setores de abastecimento de água e de saúde da região dos Grandes Lagos e do Alto Mississippi recomendam que os picos horários de carga em vertedores (vazão hidráulica sobre o vertedor de efluente) não devem exceder $250 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ por metro de comprimento do vertedor ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) para estações com vazões menores do que $0,04 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Para vazões médias maiores, o valor recomendado é $375 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ (GLUMRB, 2004). Quando o nível de água nos sedimentadores é superior a 3,5 m, a carga hidráulica no vertedor tem pouca influência sobre o seu desempenho.

Como visto, cerca de 50% a 60% dos sólidos suspensos e entre 30% e 35% da DBO_5 de esgotos brutos podem ser removidos nos sedimentadores primários.

EXEMPLO 11-3

Avalie o projeto de um sedimentador primário considerando o tempo de detenção hidráulico, a taxa de aplicação e a carga hidráulica no vertedor.

Dados de projeto

$$\text{Vazão} = 0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$\text{Sólidos suspensos no afluente} = 280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\text{Concentração de sólidos no lodo} = 6,0\%$$

$$\text{Eficiência} = 60\%$$

$$\text{Comprimento} = 40,0 \text{ m (efetivo)}$$

$$\text{Largura} = 10,0 \text{ m}$$

$$\text{Profundidade do líquido} = 2,0 \text{ m}$$

$$\text{Largura do vertedor} = 75,0 \text{ m}$$

Solução O tempo de detenção hidráulico é dado pelo quociente do volume do tanque pela vazão afluente.

$$t_o = \frac{V}{Q} = \frac{40,0 \text{ m} \times 10,0 \text{ m} \times 2,0 \text{ m}}{0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}} = 5333,33 \text{ s, ou } 1,5 \text{ h}$$

O valor obtido é adequado.

A taxa de aplicação é dada pelo quociente da vazão afluente pela área superficial.

$$v_o = \frac{0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{40,0 \text{ m} \times 10,0 \text{ m}} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1} = 32 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Esta taxa de aplicação é aceitável.

A carga hidráulica no vertedor (CV) é calculada de modo análogo.

$$\text{CV} = \frac{0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{75,0 \text{ m}} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1} = 172,8, \text{ ou } 173 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$$

O valor obtido está dentro da faixa de valores recomendados.

11-8 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

Visão geral

Os principais fatores determinantes do tratamento biológico secundário convencional são a disponibilidade de microrganismos, o contato entre estes e o material orgânico, a disponibilidade de oxigênio e a manutenção de condições ambientais favoráveis (como a temperatura e o tempo necessário para os microrganismos realizarem suas funções, por exemplo). Várias abordagens foram desenvolvidas para atender a estas exigências no tratamento de efluentes domésticos. Entre as mais comuns estão os processos de filtros biológicos e o processo de lodo ativado. Contudo, as lagoas são adotadas quando as vazões de efluentes não são altas e existe disponibilidade de área para a sua implantação.

A função dos microrganismos

A estabilização da matéria orgânica pelo processo biológico é realizada por uma ampla variedade de microrganismos que convertem a matéria orgânica coloidal e dissolvida em vários gases e em novas células de microrganismos e substâncias extracelulares que resulta na sua agregação na forma de lodo. Uma vez que o lodo produzido apresenta massa específica superior à da água, ele pode ser separado do efluente tratado por sedimentação gravitacional.

É importante observar que o tratamento somente será completo quando o lodo produzido a partir da matéria orgânica for removido da mistura. Esta condição se deve ao fato do lodo, que é orgânico, ser medido como DBO no efluente final. Nos casos em que o lodo não é removido, o único tratamento final possível consiste na conversão bacteriana de uma porção da matéria orgânica original em gases e outros produtos (Metcalf e Eddy, 1991).

A dinâmica populacional

O ecossistema microbiano. Na discussão sobre o comportamento de culturas bacterianas que segue, a hipótese adotada é a de que todas as exigências relativas ao crescimento sejam atendidas. Estes critérios e o comportamento dinâmico do ecossistema microbiano foram discutidos em detalhe no Capítulo 5. Culturas puras de microrganismos não existem, nem no tratamento de efluentes, nem na natureza. Ao contrário, o que se observa são misturas de espécies que competem e sobrevivem dentro dos limites definidos pelo ambiente. **Dinâmica populacional** é o termo empregado para descrever o sucesso competitivo das espécies em determinado ambiente. A quantidade de microrganismos presentes em um determinado sistema de tratamento é expressa quantitativamente com base na sua massa relativa.

O primeiro fator que governa a dinâmica de diversas populações microbianas é a competição por alimentos. O segundo é a relação entre predador e presa.

O sucesso relativo de duas espécies que competem pelo mesmo substrato é função da habilidade de metabolizá-lo. A espécie mais bem-sucedida é aquela que metaboliza o substrato de forma mais rápida e completa, obtendo mais energia para a síntese celular e, portanto, adquirindo maior massa.

A equação de Monod. O critério ideal para sistemas de tratamento de efluentes com culturas microbianas mistas e numerosas é a biomassa, não o número de organismos. Em muitos casos a medida da biomassa é realizada avaliando-se os sólidos suspensos, ou os **sólidos suspensos voláteis** (aqueles que queimam a $550 \pm 50^\circ\text{C}$). Quando os efluentes contêm apenas matéria orgânica solúvel, o teste dos sólidos suspensos voláteis gera resultados representativos. A presença de matéria orgânica particulada ou em suspensão coloidal, o que é comum em efluentes domésticos, complica a situação. Na fase logarítmica do crescimento (discutida no Capítulo 5), a taxa de crescimento bacteriano pode ser representada pela equação 11-7.

$$r_g = \mu X \quad (11-7)$$

onde r_g = velocidade de crescimento da biomassa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$)
 μ = constante da velocidade de crescimento específico (t^{-1})
 X = concentração da biomassa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Uma vez que $dX/dt = r_g$ para um reator em batelada (ver as Equações 4-12 e 4-26), é possível escrever a expressão da velocidade em função do aumento da biomassa no interior do reator:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (11-8)$$

Devido à dificuldade na medida direta de μ em culturas mistas, Monod desenvolveu uma equação baseada na hipótese de que a velocidade do consumo de substrato e, portanto, a velocidade da produção de biomassa é limitada pela velocidade das reações enzimáticas envolvendo o substrato mais escasso, em relação à demanda exigida (Monod, 1949). A equação de Monod é:

$$\mu = \frac{\mu_m S}{K_s + S} \quad (11-9)$$

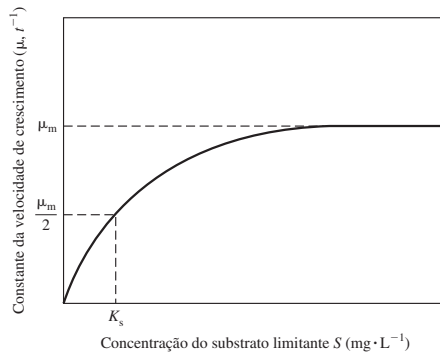


FIGURA 11-7 Curva da velocidade de crescimento de Monod em função da concentração do substrato limitante.

onde μ_m = constante de velocidade de crescimento específico máximo (t^{-1})
 S = concentração do substrato limitante no meio ($mg \cdot L^{-1}$)
 K_s = constante de meia velocidade de saturação ($mg \cdot L^{-1}$)
 = concentração do substrato limitante quando $\mu = 0,5 \mu_m$

A relação entre a constante da velocidade de crescimento e a concentração do substrato limitante (S) é uma função hiperbólica (Figura 11-7).

Dois casos extremos são interessantes com respeito à aplicação da Equação 11-9 no tratamento de efluentes. No primeiro, havendo um excesso de substrato limitante, então $S \gg K$ e a constante velocidade de crescimento, μ , é essencialmente igual a μ_m . Logo, a Equação 11-8 se torna de ordem zero em relação ao substrato, isto é, não depende dele. No outro extremo, quando $S \ll K_s$, o sistema sofre limitação de substrato e a velocidade de crescimento é de primeira ordem em relação ao substrato.

A Equação 11-9 pressupõe apenas o crescimento, sem levar em conta a morte dos microrganismos. A hipótese geralmente aceita é a de que a morte ou o decaimento da massa microbiana são expressões de primeira ordem em relação à biomassa. Com isso, as Equações 11-7 e 11-9 são expandidas:

$$r_g = \frac{\mu_m S X}{K_s + S} - k_d X \quad (11-10)$$

onde k_d = constante de velocidade de decaimento endógeno (t^{-1}).

Se todos os substratos no sistema fossem convertidos em biomassa, a velocidade de consumo destes, r_{su} , seria igual à velocidade da produção de biomassa. Todavia, devido à ineficiência do processo de conversão, a velocidade do consumo de substrato é maior do que a velocidade de produção de biomassa. Logo:

$$r_{su} = \frac{1}{Y}(r_g) \quad (11-11)$$

onde Y = fração decimal da massa de substrato convertida em biomassa
 = coeficiente de conversão, $\frac{mg \cdot L^{-1} \text{ de biomassa}}{mg \cdot L^{-1} \text{ de nutriente utilizado}}$

Combinando-se as Equações 11-7, 11-9 e 11-11:

$$r_{su} = \frac{1}{Y} \frac{\mu_m S X}{K_s + S} \quad (11-12)$$

As Equações 11-10 e 11-12 são essenciais no desenvolvimento de equações do projeto dos processos de tratamento de efluentes.

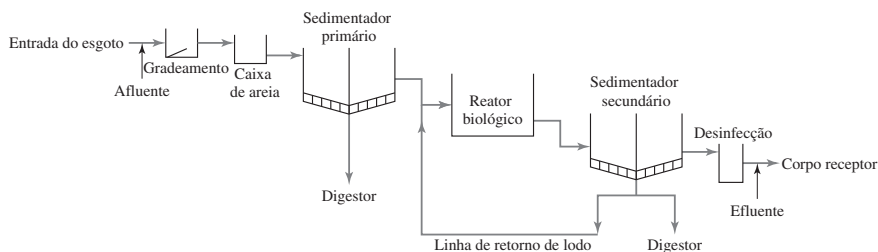


FIGURA 11-8 Sistema de lodo ativado convencional.

O lodo ativado

O processo de lodo ativado (Figura 11-8) é uma técnica biológica de tratamento de efluentes na qual uma mistura entre o efluente a ser tratado e os sólidos biológicos (microrganismos) é agitada e aerada. Posteriormente, os sólidos biológicos são separados do efluente tratado por sedimentação e parte destes sólidos é recirculada para o tanque de aeração, conforme a necessidade. O sedimentador instalado após o tanque de aeração é denominado **clarificador secundário**, ou **clarificador final**, para diferenciá-lo do sedimentador utilizado na sedimentação primária.

O processo de lodo ativado tem este nome devido à massa de material biológico formada com a injeção contínua de ar no efluente. Na turbulência gerada no processo, os microrganismos são misturados ao efluente a ser tratado, o qual contém a matéria orgânica que serve de alimento. Com o tempo, os microrganismos são agregados em flocos, formando uma massa microbiana ativa, denominada **lodo ativado**.

Na prática, um fluxo contínuo de ar é injetado nos efluentes em um tanque apropriado. O objetivo é misturar o lodo ativado ao líquido e fornecer o oxigênio necessário para os microrganismos decomporem a matéria orgânica. A mistura de lodo ativado e efluente no reator biológico é denominada **licor misto**. Ele escoava do reator biológico para um clarificador secundário, onde o lodo sedimenta. A maior parte do lodo sedimentado é devolvida ao reator biológico (e, portanto, é chamado de **lodo ativado recirculado**). O objetivo é manter uma população de microrganismos elevada, a qual degrada a matéria orgânica rapidamente. Uma vez que a quantidade de lodo produzida é maior do que a quantidade de lodo necessária, parte deste lodo separado no clarificador secundário é direcionada para um sistema de tratamento e descarte específico. Nos sistemas de lodo ativado convencionais, o efluente é mantido no reator biológico por um período variando entre 6 e 8 horas. Cerca de 8 m^3 de ar são fornecidos para cada metro cúbico de efluente. É importante que a quantidade de ar seja suficiente, para que o lodo se mantenha em suspensão (Figura 11-9). O ar é injetado próximo ao fundo do reator biológico utilizando-se um sistema de tubos perfurados de distribuição ou **difusores** porosos. A vazão de recirculação de lodo para o reator biológico corresponde, normalmente, a 20 a 30% da vazão de efluente tratado.

O processo de lodo ativado é controlado mantendo-se uma quantidade adequada de microrganismos para garantir que a DBO_5 seja degradada da forma mais eficiente possível. Para isso, parte dos microrganismos é removida diariamente. Esta **remoção** significa que uma parte dos microrganismos não é recirculada para o sistema. O tratamento e o descarte dos microrganismos excedentes são discutidos na Seção 11-13. Os microrganismos descartados são chamados de **lodo ativado excedente** (LAE). Com isso, atinge-se um equilíbrio entre o crescimento de novos microrganismos e a remoção do excesso destes por descarte. Se a quantidade de lodo excedente retirada do sistema for muito elevada, a concentração de microrganismos no licor misto cai a ponto de comprometer a eficiência do tratamento. Em contrapartida, se esta quantidade for muito baixa, a concentração de microrganismos se eleva e estes podem sair juntamente com o efluente tratado no sedimentador secundário, podendo atingir o corpo receptor.

O **tempo médio de residência celular** (θ_c), também chamado de **tempo de retenção de sólidos** (TRS) ou de **idade do lodo**, é definido como o tempo médio em que os microrganismos são mantidos no sistema. Este tempo difere do **tempo de detenção hidráulico** (t_d), que é o tempo médio em que o efluente permanece no reator.



FIGURA 11-9
Reator biológico de lodo ativado por injeção submersa na ETE de East Lansing, Michigan.

O processo convencional de lodo ativado passou por muitas adaptações, voltadas para problemas específicos. Para efeito de simplificação da apresentação dos conceitos sobre os processos biológicos de tratamento, optou-se pela apresentação do processo de lodo ativado de mistura completa.

O processo de lodo ativado de mistura completa. O projeto de um processo de lodo ativado em regime de mistura completa é baseado nas equações utilizadas na descrição da cinética do crescimento bacteriano. Um diagrama do balanço de massa de um sistema de mistura completa é mostrado na Figura 11-10. As equações do balanço de massa são escritas para o volume de controle delimitado pela linha tracejada. Dois balanços de massa são necessários para definir o projeto do reator: um para a biomassa, outro para o substrato (DBO_5).

Em regime permanente, o balanço de massa pode ser escrito como:

$$\text{Biomassa no afluente} + \text{crescimento líquido da biomassa} = \text{biomassa no efluente} + \text{biomassa excedente} \quad (11-13)$$

A biomassa no afluente é o produto da concentração dos microrganismos no afluente (X_0) pela sua vazão (Q). A concentração de microrganismos no afluente é medida como sólidos totais ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). A biomassa acumulada no reator biológico é dada pelo produto do volume do tanque (V) e a equação de Monod, a qual descreve o crescimento da massa bacteriana (Equação 11-10).

$$(\Psi) \left(\frac{\mu_m S X}{K_s + S} - k_d X \right) \quad (11-14)$$

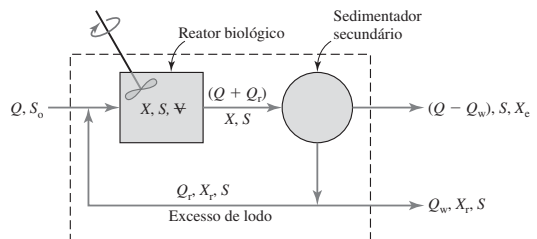


FIGURA 11-10 Reator biológico em regime de mistura completa com recirculação de lodo.

A biomassa no efluente é o produto da vazão de efluente tratado que deixa a estação ($Q - Q_w$) e a concentração de microrganismos que não sedimentam no clarificador secundário (X_e). A vazão de efluente tratado não é igual à vazão de entrada, porque parte dos microrganismos precisa ser removida. A vazão de descarte de lodo (Q_w) é dada pela vazão afluyente ao reator subtraída da vazão do efluente tratado.

A biomassa removida é o produto da concentração dos microrganismos na corrente de descarte de lodo ativado (X_r) e a vazão deste (Q_w). A equação do balanço de massa pode ser reescrita:

$$(Q)(X_o) + (\Psi) \left(\frac{\mu_m SX}{K_s + S} - k_d X \right) = (Q - Q_w)(X_e) + (Q_w)(X_r) \quad (11-15)$$

onde Q = vazão de entrada da água residuária ($m^3 \cdot dia^{-1}$)

X_o = concentração dos microrganismos (**sólidos suspensos voláteis**, SSV^* , que entram no reator biológico, ($mg \cdot L^{-1}$)

Ψ = volume do reator biológico (m^3)

μ_m = constante de velocidade máxima de crescimento (dia^{-1})

S = DBO_5 solúvel no taque de aeração e no efluente ($mg \cdot L^{-1}$)

X = concentração de microrganismos (**sólidos suspensos voláteis no licor misto**, $SSVLM^{**}$) no reator biológico ($mg \cdot L^{-1}$)

K_s = semiconstante de velocidade (DBO_5 solúvel com 50% do crescimento bacteriano ($mg \cdot L^{-1}$)

k_d = velocidade de decaimento dos microrganismos (dia^{-1})

Q_w = vazão do líquido contendo microrganismos para descarte excedente ($m^3 \cdot dia^{-1}$)

X_e = concentração de microrganismos (VSS) no efluente do sedimentador secundário ($mg \cdot L^{-1}$)

X_r = concentração de microrganismos (VSS) no lodo excedente ($mg \cdot L^{-1}$)

No estado estacionário, a equação do balanço de massa dos nutrientes (DBO_5 solúvel) é:

$$\text{Substrato no afluyente} + \text{substrato consumido} = \text{substrato no efluente} + \text{substrato no LAE} \quad (11-16)$$

Os substratos presentes no afluyente são o produto da concentração da DBO_5 solúvel (S_o) pela vazão da qualquer (Q). A quantidade de substratos consumidos no tanque de areação é o produto do volume do tanque (Ψ) pela expressão da velocidade do consumo de substrato (Equação 11-12).

$$(\Psi) \left(\frac{\mu_m SX}{Y(K_s + S)} \right) \quad (11-17)$$

A quantidade de substrato no efluente é dada pelo produto da vazão de efluente tratado ($Q - Q_w$) pela concentração da DBO_5 solúvel no efluente (S). Esta é igual à DBO_5 no reator biológico, já que hipótese aceita é a de que ele opere em regime de mistura completa. A DBO_5 é solúvel e, portanto, o sedimentador secundário não altera a sua concentração. Por essa razão, a concentração do efluente deste tanque é idêntica à concentração no afluyente.

*Os sólidos suspensos são aqueles que ficam retidos em filtros, diferentemente de outros sólidos que, embora solúveis, passam pelo equipamento, como o NaCl, por exemplo. A quantidade de sólidos suspensos que volatiliza a $500 \pm 50^\circ C$ é considerada a medida da concentração da biomassa ativa. A presença de partículas orgânicas não vivas no efluente a ser tratado gera erro (normalmente pequeno) no uso dos sólidos suspensos voláteis como medida da biomassa.

**Os sólidos suspensos voláteis no licor misto são uma medida da massa biológica ativa no tanque de aeração. O *licor misto* é uma mistura de lodo ativado e de efluente.

A quantidade de substrato no lodo ativado excedente é o produto da DBO_5 solúvel no afluente (S) pela vazão do LAE (Q_w). Para o regime permanente, a equação é:

$$(Q)(S_o) - (\Psi) \left(\frac{\mu_m S X}{Y(K_s + S)} \right) = (Q - Q_w)S + (Q_w)(S) \quad (11-18)$$

onde Y = coeficiente de rendimento (ver a Equação 11-11).

As equações de projeto são baseadas nas seguintes hipóteses:

1. As concentrações da biomassa no afluente ao reator biológico e no efluente tratado são insignificantes, comparadas à concentração no interior do reator.
2. A concentração de substrato no afluente (S_o) é imediatamente diluída e se iguala à concentração no interior de um reator de mistura completa.
3. Todas as reações ocorrem em um reator de mistura completa.

Com base nestas hipóteses, é possível eliminar alguns termos da Equação 11-15: QX_o e $(Q - Q_w)X_e$, porque X_o e X_e são insignificantes, comparados a X . Assim a Equação 11-15 pode ser simplificada:

$$(\Psi) \left(\frac{\mu_m S X}{K_s + S} - k_d X \right) = (Q_w)(X_r) \quad (11-19)$$

Para facilitar os cálculos, a Equação 11-19 pode ser rearranjada em termos da equação de Monod:

$$\left(\frac{\mu_m S}{K_s + S} \right) = \frac{(Q_w)(X_r)}{(\Psi)(X)} + k_d \quad (11-20)$$

O mesmo tratamento é dado à Equação 11-18:

$$\left(\frac{\mu_m S}{K_s + S} \right) = \frac{Q}{\Psi} \frac{Y}{X} (S_o - S) \quad (11-21)$$

É importante observar que os termos no lado esquerdo das Equações 11-20 e 11-21 são idênticos. Logo, igualando-se os termos à direita de ambas equações obtém-se:

$$\frac{(Q_w)(X_r)}{(\Psi)(X)} = \frac{Q}{\Psi} \frac{Y}{X} (S_o - S) - k_d \quad (11-22)$$

Duas partes desta equação têm importância no projeto de um sistema de lodo ativado em regime de mistura completa. O inverso de Q/Ψ é o tempo de detenção hidráulico (t_o) do reator.

$$t_o = \frac{\Psi}{Q} \quad (11-23)$$

O inverso do lado esquerdo da Equação 11-12 define o tempo médio de residência celular (θ_c):

$$\theta_c = \frac{\Psi X}{Q_w X_r} \quad (11-24)$$

O tempo médio de residência celular é expresso pela Equação 11-24 e precisa ser modificado nos casos em que a concentração da biomassa no afluente não for desprezível. A Equação 11-25 representa a perda de biomassa do efluente no cálculo de θ_c :

$$\theta_c = \frac{\Psi X}{Q_w X_r + (Q - Q_w)(X_e)} \quad (11-25)$$

Da Equação 11-20, entende-se que, quando θ_c é escolhido, a concentração da DBO_5 no efluente (S) não varia:

$$S = \frac{K_s(1 + k_d \theta_c)}{\theta_c(\mu_m - k_d) - 1} \quad (11-26)$$

Os valores típicos das constantes de crescimento bacteriano são dados na Tabela 11-8. Observe que a concentração da DBO_5 que sai do sistema (S) é afetada apenas pelo tempo

TABELA 11-8 Valores da constante de crescimento microbiano para efluentes domésticos

Parâmetro	Base	Valor ^a	
		Intervalo	Típico
K_s	mg · L ⁻¹ de DBO ₅	25–100	60
k_d	dia ⁻¹	0–0,30	0,10
μ_m	dia ⁻¹	1–8	3
Y	mg SSV · mg ⁻¹ de DBO ₅	0,4–0,8	0,6

^aValores a 20°C.
Fonte: Metcalf and Eddy, Inc., 2003, and Shahriari, Eskicioglu, and Droste, 2006.

médio de residência celular, não pela quantidade de DBO₅ que entra no reator biológico ou pelo tempo de detenção hidráulico. Além disso, é importante enfatizar que S é a DBO₅ solúvel, não a DBO₅ total. Parte dos sólidos suspensos que não sedimenta no tanque secundário também contribui com a carga de DBO₅ lançada no corpo receptor. Para alcançar-se a qualidade desejada do efluente, tanto a fração solúvel quanto a fração insolúvel da DBO₅ precisam ser consideradas. Logo, a solução da Equação 11-26 para θ_c no intuito de calcular a qualidade especificada do efluente (S) exige que parte da DBO₅ dos sólidos suspensos seja estimada previamente. O valor obtido é subtraído da DBO₅ total admitida no efluente, para encontrar-se o valor de S permitido.

$$S = \text{DBO}_5 \text{ total permitida} - \text{DBO}_5 \text{ nos sólidos suspensos} \tag{11-27}$$

A Equação 11-22 também mostra que a concentração dos microrganismos no reator biológico é função do tempo médio de residência celular, do tempo de detenção hidráulico e da diferença entre as concentrações no afluente e no efluente do sistema.

$$X = \frac{\theta_c(Y)(S_o - S)}{t_o(1 + k_d\theta_c)} \tag{11-28}$$

EXEMPLO 11-4

A cidade de Gatsville precisa ampliar a sua ETE primária, convertendo-a em uma ETE secundária capaz de atender às especificações do efluente de 30,0 mg · L⁻¹ de DBO₅ e 30,0 mg · L⁻¹ de sólidos suspensos. Os administradores escolheram um sistema de lodo ativado de mistura completa.

Suponha que a DBO₅ dos sólidos suspensos totais corresponda a 63% da concentração de sólidos suspensos e calcule o volume do reator biológico utilizando os dados disponíveis para a estação de tratamento primário existente:

$$\begin{aligned} \text{Vazão} &= 0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \\ \text{DBO}_5 &= 84,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

Os valores das constantes de crescimento são: $K_s = 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de DBO₅; $\mu_m = 2,5 \text{ dia}^{-1}$; $k_d = 0,050 \text{ dia}^{-1}$; $Y = 0,50 \text{ mg}$ de SSV · mg⁻¹ de DBO₅ removida.

Solução Com base na hipótese de o clarificador produzir um efluente com apenas 30,0 mg · L⁻¹ de sólidos suspensos, é possível estimar a DBO₅ solúvel permitida nele, utilizando-se a ideia de que a DBO₅ dos sólidos suspensos totais corresponda a 63% da concentração de sólidos suspensos e a Equação 11-27.

$$\begin{aligned} S &= \text{DBO}_5 \text{ permitida} - \text{DBO}_5 \text{ nos sólidos suspensos} \\ &= 30,0 - (0,630)(30,0) = 11,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

O tempo médio de residência celular é estimado com a Equação 11-26 e os valores teóricos das constantes de crescimento:

$$11,1 = \frac{(100,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ de DBO}_5)[1 + (0,050 \text{ dia}^{-1})(\theta_c)]}{\theta_c(2,5 \text{ dia}^{-1} - 0,050 \text{ dia}^{-1}) - 1}$$

Resolvendo para θ_c :

$$(11,1)(2,45\theta_c - 1) = 100,0 + 5,00\theta_c$$

$$27,20\theta_c - 11,1 = 100,0 + 5,00\theta_c$$

$$\theta_c = \frac{111,1}{22,2} = 5,00, \text{ ou } 5,0 \text{ dias}$$

Partindo da hipótese de que o valor de SSVLM seja $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pode-se resolver a Equação 11-28 para o tempo de detenção hidráulico:

$$2000 = \frac{5,00 \text{ dias}(0,50 \text{ mg SSV} \cdot \text{mg}^{-1} \text{ DBO}_5)(8,40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} - 11,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{t_0[1 + (0,050 \text{ dia}^{-1})(5,00 \text{ dias})]}$$

$$t_0 = \frac{2,50(72,9)}{2000(1,25)} = 0,073 \text{ dia, ou } 1,8 \text{ h}$$

O volume do reator biológico é estimado utilizando-se a Equação 11-23:

$$1,8 \text{ h} = \frac{\Psi}{(0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1})}$$

$$\Psi = 972 \text{ m}^3, \text{ ou } 970 \text{ m}^3$$

Um parâmetro muito utilizado no ajuste do desempenho do processo de lodo ativado é a relação entre alimento (substrato) e microrganismos (A/M), definida como:

$$\frac{A}{M} = \frac{QS_o}{VX} \quad (11-29)$$

As unidades da relação A/M são:

$$\frac{\text{mg de DBO}_5 \cdot \text{dia}^{-1}}{\text{mg SSVML}} = \frac{\text{mg}}{\text{mg} \cdot \text{dia}}$$

A relação A/M é controlada pela retirada da parcela excedente da massa microbiana, isto é, reduzindo-se o valor de SSVLM. Valores elevados de excedentes aumentam a relação A/M . Por sua vez, valores altos de A/M levam à saturação de substrato no meio. O resultado é que a eficiência do tratamento cai. Vazões baixas de lodo ativado excedente reduzem a relação A/M , isto é, os níveis de substrato no meio cai. Nesta situação, a degradação da matéria orgânica é mais intensa.

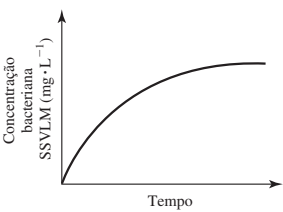
Os valores de θ_c (isto é, valores baixos de A/M) utilizados normalmente não são altos, embora possam ser necessários, dependendo da situação. θ_c longos significam que a demanda por oxigênio é maior e que, portanto, o custo energético do tratamento é alto. Nesses casos, problemas com valores baixos de sedimentação do lodo no clarificador final são comuns. Porém, uma vez que a matéria orgânica é degradada mais intensamente em produtos finais e que a quantidade de matéria orgânica convertida em células bacterianas é menor em meios pobres de substrato (com A/M menores), a quantidade de lodo produzida é menor.

O fato de que a relação A/M e o tempo de detenção celular são controlados pela recirculação dos microrganismos indica que os dois parâmetros estão relacionados. Um valor alto de A/M corresponde a um valor reduzido de θ_c , e vice-versa. Os valores de A/M normalmente estão entre 0,1 e $1,0 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ para as diversas modificações do processo de lodo ativado.

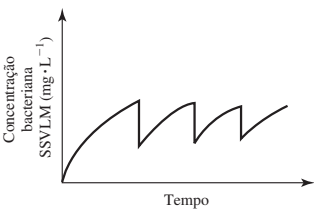
EXEMPLO 11-5

Dois tanques em regime de batelada operam em condições extremas, descritas abaixo. Qual é o efeito destas condições nos parâmetros de operação?

No tanque A, a sedimentação ocorre uma vez ao dia, quando metade do líquido é removida. Todo cuidado é tomado para não perturbar o lodo sedimentado no fundo. Este líquido é substituído por esgoto sedimentado novo. A figura abaixo mostra a curva da concentração de SSVLM em função do tempo.



No tanque B, a sedimentação não ocorre. Uma vez ao dia, metade do licor misto é removida, sob forte agitação. O líquido é substituído por lodo sedimentado novo. A curva da concentração de SSVLM em função do tempo é mostrada abaixo.



Uma comparação das características dos dois sistemas é mostrada na tabela a seguir.

Parâmetro	Tanque A	Tanque B
A/M	Baixa	Alta
θ_c	Longo	Curto
Quantidade de lodo produzido	Zero	Alta
Quantidade de oxigênio necessária	Alta	Baixa
Consumo de energia	Alto	Baixo

A melhor escolha está entre estes extremos. É preciso encontrar o ponto de equilíbrio entre o custo do descarte do lodo e o custo da energia para fornecer o oxigênio.

EXEMPLO 11-6

Calcule a relação A/M da ampliação da unidade de lodo ativado de Gatesville, descrita no Exemplo 11-4.

Solução Utilizando os dados do Exemplo 11-4 e a Equação 11-29, obtém-se:

$$\begin{aligned} \frac{A}{M} &= \frac{(0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(84,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})}{(970 \text{ m}^3)(2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})} \\ &= 0,56 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

Este valor está dentro do intervalo típico de variação da relação A/M.

A recirculação do lodo. A finalidade da recirculação do lodo é manter a concentração necessária no reator biológico. A vazão de bombeamento do lodo recirculado é determinada com base em um balanço de massa no sedimentador (Figura 11-14). Supondo-se que a quantidade de lodo no sedimentador secundário permaneça constante (isto é, regime permanente), e que a quantidade de sólidos suspensos no efluente (X_e) seja desprezível, o balanço de massa é:

$$\text{Acumulado} = \text{quantidade que entra} - \text{quantidade que sai} \quad (11-30)$$

$$0 = (Q + Q_r)(X') - (Q_r X'_r + Q_w X'_w) \quad (11-31)$$

onde Q = vazão de efluente sendo tratado ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)
 Q_r = vazão do lodo recirculado ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)
 X' = sólidos suspensos no licor misto (SSLM) ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
 X'_r = concentração de sólidos suspensos no lodo recirculado ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
 Q_w = vazão de descarte de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)

Resolvendo a equação para a vazão do lodo recirculado, tem-se:

$$Q_r = \frac{Q X' - Q_w X'_w}{X'_r - X'} \quad (11-32)$$

Em muitas situações, a hipótese de que a concentração de sólidos suspensos no efluente é desprezível não é válida. Nesses casos, o balanço de massa é expresso como:

$$0 = (Q + Q_r)(X') - (Q_r X'_r + Q_w X'_w + (Q - Q_w) X_e) \quad (11-33)$$

Resolvendo para a vazão do lodo recirculado, obtém-se:

$$Q_r = \frac{Q X' - Q_w X'_w - (Q - Q_w) X_e}{X'_r - X'} \quad (11-34)$$

Observar que X'_r e X' incluem as frações voláteis e inertes. Logo, elas diferem de X_r e X em um fator constante. Conhecendo-se o volume do tanque e o tempo médio de residência, a vazão de descarte de lodo é calculada utilizando-se a Equação 11-24, se a concentração máxima do lodo recirculado (X'_r) for conhecida.

EXEMPLO 11-7

O projeto de expansão da ETE de Gatesville prevê a estimativa da vazão do lodo recirculado no sistema. Com base no projeto do reator biológico (Exemplo 11-4) e em uma fonte confiável, alguns dados de projeto foram obtidos:

$$\text{Vazão} = 0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$\text{SSVLM } (X) = 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

$$\text{SSLM } (X') = 1,43 \text{ (SSVLM)}$$

$$\text{Concentração de sólidos no lodo recirculado } (X'_r) = 10.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

A concentração de sólidos suspensos no efluente (X_e) pode ser considerada desprezível.

Solução A vazão do lodo recirculado é calculada com a Equação 11-32. É necessário estimar a vazão de descarte de Q_w . Resolvendo-se a Equação 11-24 para Q_w , tem-se:

$$Q_w = \frac{\forall X}{\theta_c X_r}$$

Observar que X_r é a concentração dos microrganismos (SSVLM) no lodo descartado. Como visto, X_r difere de X'_r por um fator constante. Neste caso, a relação SSLM/SSVLM é dada para que seja possível estimar X_r :

$$X_r = \frac{X'_r}{1,43} = \frac{10.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{1,43} = 6993 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Utilizando os dados do Exemplo 11-4, pode-se calcular Q_w .

$$Q_w = \frac{(970 \text{ m}^3)(2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})}{(5 \text{ dias})(6993 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1})} = 55,48 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Para o cálculo da vazão de lodo recirculado, é necessário converter a vazão do afluente em metros cúbicos por dia e estimar a concentração dos SSLM, utilizando a relação SSLM/SSVLM.

$$Q = (0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) = 12.960 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

e

$$\text{SSLM} = 1,43(2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}) = 2860 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Sabendo-se que $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, que a concentração do lodo recirculado é $10.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e que é possível ignorar os sólidos suspensos no efluente do clarificador, a vazão de recirculação de lodo é:

$$Q_r = \frac{(12.960 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})(2860 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}) - (55,48 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})(10.000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})}{10.000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 2860 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}}$$

$$= 5113, \text{ ou } 5000 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Produção do lodo. O processo do lodo ativado remove o substrato do afluente utilizando o mesmo na síntese de material celular bacteriano e na geração de energia, em um processo que exerce demanda de oxigênio. O material celular formado compõe o lodo, que precisa ser descartado. Apesar dos problemas associados ao descarte, os pesquisadores se esforçam na busca por informações sobre a produção do lodo que sejam úteis no projeto de tanques adequados. Tanto Heukelekian como Sawyer relataram que um substrato orgânico completamente solúvel normalmente gera $0,5 \text{ kg}$ de SSVLM $\cdot \text{kg}^{-1}$ de DBO_5 removida (Heukelekian, Orford e Maganelli, 1951; Sawyer, 1956). A maioria dos pesquisadores concorda que, dependendo do teor de sólidos inertes no sistema e do TRS, valores de produção de lodo entre $0,40$ e $0,60 \text{ kg}$ de SSVLM $\cdot \text{kg}^{-1}$ de DBO_5 removida são comuns.

A quantidade diária de lodo que precisa ser retirada do sistema é dada pela diferença entre o aumento da massa de lodo gerado e a quantidade de sólidos suspensos (SS) que permanecem no efluente.

$$\text{Massa a ser recirculada} = \text{aumento na SSLM} - \text{SS no efluente} \quad (11-35)$$

A quantidade diária de lodo ativado é determinada como:

$$Y_{\text{obs}} = \frac{Y}{1 + k_d \theta_c} \quad (11-36)$$

e

$$P_x = Y_{\text{obs}} Q (S_0 - S) (10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \quad (11-37)$$

onde P_x = quantidade líquida diária de lodo ativado produzido em termos de SSV ($\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$)

Y_{obs} = taxa de produção de lodo (kg de SSVLM $\cdot \text{kg}^{-1}$ de DBO_5 removida)

Os outros termos da equação já foram definidos.

O aumento na quantidade de SSLM pode ser estimado supondo-se que SVV seja uma fração dos SSLM. Na maioria das vezes, a hipótese adotada é a de que a quantidade de SSV equivale a 60 a 80% da quantidade de SSVLM. Logo, o aumento em SSLM na Equação 11-37 pode ser estimado dividindo-se P_x por um fator entre $0,6$ e $0,8$ (ou multiplicando-se P_x por um fator entre $1,25$ e $1,667$). A massa de sólidos suspensos no efluente é o produto da vazão ($Q - Q_w$) e a concentração dos sólidos suspensos (X_e).

EXEMPLO 11-8

Calcule a massa diária de lodo em excesso gerado na nova ETE em Gatesville (Exemplos 11-4 e 11-7).

Solução Utilizando-se os dados do Exemplo 11-4, calcula-se Y_{obs} .

$$Y_{obs} = \frac{0,50 \text{ kg SSV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DBO}_5 \text{ removida}}{1 + [(0,050 \text{ dia}^{-1})(5 \text{ dias})]} = 0,40 \text{ kg SSV} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DBO}_5 \text{ removida}$$

A quantidade de lodo ativado produzida diariamente é:

$$\begin{aligned} P_x &= (0,40)(0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(84,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 11,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \\ &= 377,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \text{ SSV} \end{aligned}$$

A massa total produzida inclui materiais inertes. Utilizando-se a relação entre SSLM e SSVLM no Exemplo 11-7, tem-se:

$$\text{Aumento em SSLM} = (1,43)(377,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}) = 540,4 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

A massa de sólidos (tanto voláteis como inertes) perdida no efluente tratado é:

$$\begin{aligned} (Q - Q_w)(X_e) &= (0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} - 0,000642 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1}) \\ &\quad \times (10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \\ &= 387,13, \text{ ou } 390 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \end{aligned}$$

Logo:

$$\text{Massa de lodo em excesso} = 540,4 - 387,13 = 153,27, \text{ ou } 150 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Observar que esta massa é calculada como sólidos secos. Uma vez que o lodo é composto sobretudo de água, a massa total será muito maior.

Consumo de oxigênio. O oxigênio é utilizado nas reações de degradação do substrato para produzir a energia necessária à síntese celular e à respiração. Para sistemas com TRS longos, a quantidade de oxigênio exigida para a manutenção celular pode ser da mesma ordem de magnitude para a metabolização do substrato. De modo geral, uma concentração entre 0,5 a 2 mg · L⁻¹ de OD deve ser mantida no reator biológico para impedir que o déficit de oxigênio limite a remoção do substrato.

As demandas em termos de oxigênio podem ser estimadas com base na DBO₅ do efluente a ser tratado e da quantidade diária de lodo em excesso. Se toda a DBO₅ é convertida em produtos finais, a demanda total de oxigênio pode ser calculada convertendo-se a DBO₅ em DBO_L. Uma vez que parte do substrato é convertido em células novas, que são descartadas, a DBO_L dessas células precisa ser subtraída da demanda total de oxigênio. A demanda de oxigênio imposta pelas células descartadas pode ser estimada supondo-se que a oxidação celular possa ser descrita pela reação:



A relação entre as massas molares é:

$$\frac{\text{Oxigênio}}{\text{Células}} = \frac{5(32)}{113} = 1,42 \quad (11-39)$$

Logo, a demanda de oxigênio do lodo ativado descartado é estimada com a expressão $1,42(P_x)$

A massa de oxigênio necessária é:

$$M_{O_2} = \frac{Q(S_0 - S)(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1})}{f} - 1,42(P_x) \quad (11-40)$$

onde Q = vazão de efluente que entra no reator biológico ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)

S_0 = DBO₅ solúvel no afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

S = DBO₅ solúvel no efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

f = fator de conversão de DBO₅ em DBO_L final

P_x = lodo ativado produzido e descartado (ver a Equação 11-37)

O volume de ar necessário no sistema considera a porcentagem do oxigênio e a eficiência na transferência de oxigênio do ar para o efluente no reator biológico.

EXEMPLO 11-9

Calcule a vazão de ar (m^3/dia), necessária na nova ETE em Gatesville (Exemplos 11-4 e 11-8). Suponha que a DBO₅ seja 68% da DBO final, e que a eficiência na transferência do oxigênio seja igual a 8%.

Solução Utilizando os dados fornecidos nos Exemplos 11-4 e 11-8, tem-se:

$$M_{O_2} = \frac{(0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(84,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} - 11,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1})}{0,68}$$

$$- 1,42(377,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \text{ de SSV})$$

$$= 1389,4 - 536,6 = 852,8 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \text{ de oxigênio}$$

Da Tabela A-4, Apêndice A, verifica-se que a massa específica do ar é $1,185 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ nas condições padrão de temperatura e pressão. Em massa, a composição do ar é de 23,2% em oxigênio. Com 100% de eficiência na transferência, o volume do ar necessário é:

$$\frac{852,8 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}}{(1,185 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})(0,232)} = 3101,99, \text{ ou } 3100 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Como a eficiência de transferência é igual a 8%, tem-se:

$$\frac{3101,99 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}}{0,08} = 38.774,9, \text{ ou } 38.000 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Considerações sobre o projeto do processo. O TSR definido no projeto é função do grau de tratamento necessário. Um valor elevado de TSR (isto é, um lodo antigo), aumenta o nível de tratamento do efluente, mas resulta em um maior arraste de sólidos pelo efluente final. Além disso, altos valores de TSR reduzem a quantidade de lodo em excesso.

Nos casos em que efluentes industriais são lançados em sistemas de tratamento municipais, outras variáveis importantes devem ser levadas em consideração no projeto. Os efluentes domésticos, normalmente, contêm teores de nitrogênio e de fósforo altos o bastante para promover o crescimento bacteriano. A presença de grandes volumes de efluentes industriais com deficiência destes nutrientes reduz a eficiência do tratamento. Em alguns casos, é preciso realizar a suplementação de nitrogênio e de fósforo. A relação entre o nitrogênio e a DBO₅ deve ser de 1:32. Já a relação entre o fósforo e a DBO₅ ideal é 1:150.

Quando presentes em níveis reduzidos, os metais tóxicos e alguns constituintes orgânicos têm poucas chances de interferirem nas operações da unidade de tratamento. Contudo, há casos em que a permanência desses componentes após um regime de pré-tratamento causa problemas nas etapas subsequentes. O reator biológico possibilita a remoção de compostos orgânicos voláteis presentes no efluente a ser tratado, lançando os mesmos na atmosfera, fazendo com que a

ETE se torne uma fonte de poluição atmosférica. Outro problema é que os metais podem precipitar nos lodos, transformando o lodo em um resíduo perigoso.

Os óleos e as graxas que atravessam o sistema de tratamento primário formam manchas na superfície do reator biológico. Uma vez que estes materiais não se encontram dissolvidos na água, os microrganismos não entram em contato com eles e, portanto, não são capazes de degradá-los. Os raspadores de espuma, instalados no clarificador secundário, devem ser projetados com atenção especial à remoção destes materiais.*

Filtros biológicos, ou percoladores

Em linguagem simples, um filtro biológico é um leito de material grosseiro, chamado genericamente de **meio filtrante**, como pedras, ripas de madeira ou materiais plásticos com os quais os efluentes entram em contato. Esses filtros são muito utilizados no tratamento biológico de efluentes. Durante anos, o conceito mais adotado foi o de um leito de britas com 1 a 3 m de profundidade sobre o qual o efluente é aspergido utilizando-se um distribuidor rotativo (Figura 11-11).

No percurso do efluente através do leito, ocorre o crescimento biológico na superfície do meio filtrante, formando um biofilme. É nele que a população microbiana estacionária digere os compostos orgânicos presentes no efluente durante a sua passagem pelo filtro biológico.

Os filtros biológicos não são equipamentos de filtração propriamente ditos. As britas utilizadas como meio suporte têm entre 25 e 100 mm de diâmetro, o que torna os vazios entre elas espaçosos demais para reterem sólidos. Na verdade, estes filtros representam uma forma de aumentar a superfície de contato na qual os microrganismos se fixam e se desenvolvem, formando um filme sobre a brita enquanto digerem a matéria orgânica.

O crescimento excessivo de microrganismos no meio suporte eleva os níveis de sólidos suspensos no efluente tratado a níveis indesejáveis e, portanto, deve ser controlado. Após a passagem pelo filtro, o efluente tratado passa por um sedimentador, no qual os sólidos presentes têm a chance de sedimentar.

Embora os filtros biológicos com leito de brita tenham bom desempenho, estes equipamentos não estão livres de limitações. No tratamento de efluentes com carga orgânica elevada, o crescimento do biofilme atinge níveis muito altos, bloqueando os vazios entre as pedras. Com isso, o fluxo da água através do meio suporte é comprometido, afetando o funcionamento do sistema. Outro aspecto importante é que a redução desses vazios obstrui também a passagem de ar, com a consequente diminuição do oxigênio disponível para os microrganismos. O resultado final é que a quantidade do efluente efetivamente tratada diminui.

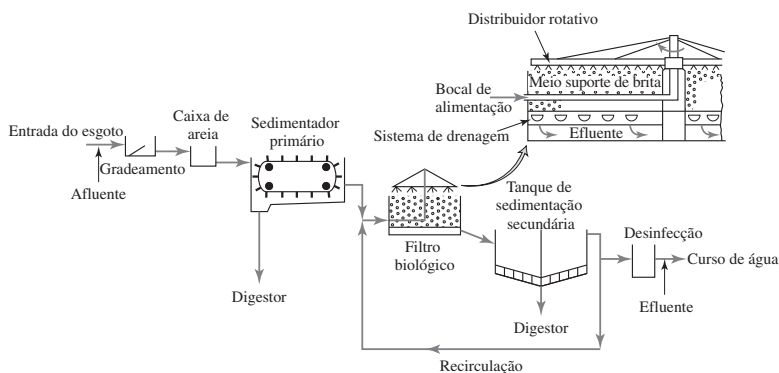


FIGURA 11-11 Esquema de uma ETE com filtro biológico. O detalhe mostra a seção transversal do equipamento.

* N. de R.T.: Em alguns casos, a presença de óleos e graxas no afluente ao reator biológico pode resultar na formação de espuma, em função da sua hidrólise e formação de ácidos graxos, os quais reagem com a alcalinidade do efluentes e produzem sabões. A formação de espuma pode resultar na perda de lodo e redução da eficiência de tratamento.

Para superar estes obstáculos, outros materiais são utilizados como meio suporte em filtros biológicos, como módulos de placas plásticas corrugadas ou anéis plásticos. A superfície específica destes materiais, disponível para crescimento biológico, é muito maior, da ordem de 90 m^2 por metro cúbico, em comparação com a superfície específica do meio suporte constituído de brita, que é de 40 a $60 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ para britas com 75 mm . A relação de vazios desses materiais também permite elevar a vazão de ar através do meio suporte. Outra vantagem é que estes materiais são muito mais leves do que as britas utilizadas nos filtros biológicos convencionais, o que permite construir filtros biológicos altos, sem grandes problemas estruturais. Por exemplo, enquanto os módulos de tratamento que utilizam britas como meio suporte podem ter até 3 m de altura, os módulos que utilizam materiais sintéticos podem ser construídos com até 12 m , o que reduz a área necessária para a construção de uma ETE que utiliza filtros biológicos.

Os critérios de classificação dos filtros biológicos são as taxas de aplicação hidráulica e orgânica. A taxa de aplicação hidráulica é expressa em metros cúbicos de efluente tratado por dia por metro quadrado de área superficial do módulo de filtração ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$), ou, como muitos preferem, como coluna de água aplicada por unidade de tempo ($\text{mm} \cdot \text{s}^{-1}$ ou $\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$). A taxa de aplicação orgânica é expressa em quilogramas de DBO_5 por dia por metro cúbico de meio suporte ($\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$). De modo geral, a taxa de aplicação hidráulica varia entre 1 e $170 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$, enquanto a taxa de aplicação orgânica fica entre $0,07$ e $1,8 \text{ kg de DBO}_5 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ (WEF, 1998).

Uma das variáveis importantes no projeto de filtros biológicos é a recirculação de uma parcela do efluente tratado para a alimentação. A relação do volume recirculado em relação à vazão de alimentação é denominada **taxa de recirculação**. Os objetivos da recirculação são:

1. Aumentar a eficiência do contato, fazendo com que o tempo de detenção hidráulico do efluente no filtro aumente.
2. Atenuar variações na carga no ciclo de operação da ETE. A concentração de matéria orgânica na corrente recirculada é menor do que a do efluente que entra na estação. Logo, a recirculação de efluente tratado dilui o afluente concentrado.
3. Aumentar o teor de OD no afluente.
4. Melhorar a distribuição superficial no filtro, reduzindo a tendência de entupimento e proliferação de insetos.
5. Prevenir que o biofilme seque durante a noite, quando as vazões podem ser baixas demais para manter o filtro úmido.

A recirculação é um processo importante no aumento da eficiência do tratamento. Quanto mais diluído o efluente a ser tratado, menores as chances de a recirculação melhorar a eficiência do tratamento.

Quando é realizada em meios suporte sintéticos, a recirculação garante a velocidade de molhamento do filtro, fator essencial para a manutenção dos microrganismos. De modo geral, a mera elevação da carga hidráulica acima da velocidade mínima de molhamento do filtro não ga-

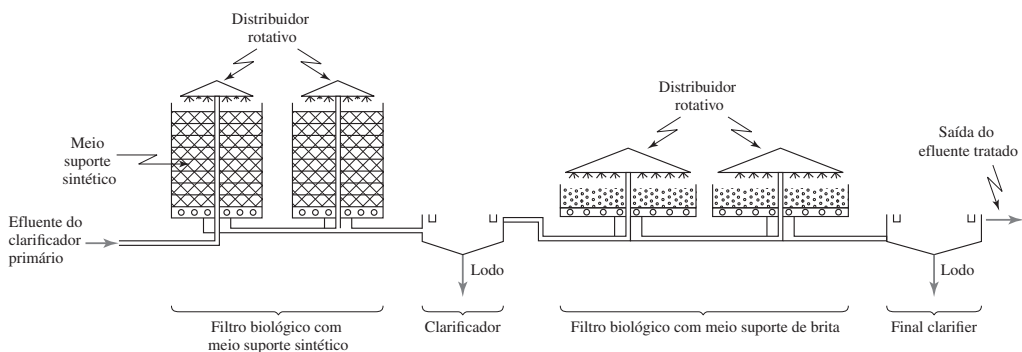


FIGURA 11-12 Unidade de filtração biológica em dois estágios.

rante maior eficiência na remoção da DBO_5 . A velocidade de molhamento da maioria dos filtros biológicos está entre 25 e 60 $\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$.

A filtração biológica em dois estágios (Figura 11-12) tem melhor desempenho do que as unidades de filtração em etapa única. O segundo estágio de filtração representa uma maneira de aumentar o tempo de contato entre o efluente e os microrganismos. Os meios suportes dos dois filtros podem ser idênticos ou não, como mostra a Figura 11-12. O projetista escolhe o meio e a disposição deste com base nas especificações do efluente tratado e em uma análise econômica das alternativas disponíveis.

Algumas considerações sobre o projeto de clarificadores secundários. Embora o clarificador secundário seja parte da unidade de filtração biológica e do processo de lodo ativado, os engenheiros ambientais sempre se concentraram no clarificador secundário como opção a ser instalada após o processo de lodo ativado. A importância do clarificador secundário é justificada pela alta carga de sólidos e pela textura macia dos flocos que constituem o lodo ativado. Os sedimentadores secundários utilizados no processo de lodo ativado são caracterizados pela sedimentação tipo III. Contudo, alguns autores acreditam que a sedimentação tipos I e II também ocorre.

Uma das dificuldades encontradas no projeto de sedimentadores secundários é a previsão adequada da concentração de sólidos suspensos no efluente final em função dos parâmetros de projeto e de operação. Poucos estudos teóricos foram realizados sobre o assunto e as correlações empíricas não são satisfatórias. A **fluidodinâmica computacional** (FDC) é um conjunto de métodos promissores na otimização do desempenho de sedimentadores.

Lagoas de oxidação

As lagoas e oxidação são utilizadas para tratar efluentes domésticos, especialmente em pequenas comunidades (Benefield e Randall, 1980). Muitos termos são empregados para descrever os diferentes tipos de sistemas adotados no tratamento de efluentes. Por exemplo, recentemente o termo lagoa de oxidação passou a ser adotado em alusão a todos os tipos de lagoas utilizadas no tratamento de efluentes domésticos. No passado, o termo representava uma lagoa que recebia efluentes parcialmente tratados, enquanto uma lagoa em que eram despejados efluentes brutos era denominada lagoa de esgoto. O termo **lagoa de estabilização de efluentes** é o mais genérico, em referência a uma lagoa utilizada no tratamento de efluentes orgânicos segundo processos biológicos e físicos. Quando ocorrem em um curso de água, esses processos são chamados de autodepuração. Para evitar confusões, a seguinte classificação será utilizada (Caldwell, Parker e Uhte, 1973):

1. As **lagoas aeróbias** são rasas, com menos de 1 m de profundidade, nas quais o oxigênio dissolvido se mantém constante em toda a coluna da água, especialmente pela ação da fotossíntese.
2. As **lagoas anaeróbias** são lagoas profundas que recebem efluentes com cargas orgânicas elevadas, de forma que as condições anaeróbias prevaleçam em toda a profundidade.
3. As **lagoas facultativas** têm entre 1 e 2,5 m de profundidade. Apresentam uma zona anaeróbia, uma zona intermediária facultativa e uma zona superior aeróbia mantida pela fotossíntese e pela reaeração na superfície.
4. As **lagoas de maturação**, ou **lagoas terciárias**, são lagoas usadas para o polimento final de efluentes de outros processos biológicos. O oxigênio dissolvido é fornecido pela fotossíntese e pela reaeração na superfície. Este tipo de lagoa também de **lagoa de polimento**.
5. As **lagoas aeradas** são lagoas que utilizam sistemas ativos de aeração, superficial ou por difusão, para a manutenção da concentração de oxigênio.

As lagoas aeróbias. A lagoa aeróbia é rasa, o que permite a penetração da luz até o fundo, o que mantém a fotossíntese das algas em todo o sistema. Durante o dia, quantidades elevadas de oxigênio são fornecidas pelo processo de fotossíntese. Na ausência de luz solar, o vento promove a mistura das águas rasas, a qual permite uma boa aeração superficial. A estabilização da matéria orgânica que entra na lagoa aeróbia é realizada sobretudo por bactérias aeróbias.

As lagoas anaeróbias. A atividade biológica aeróbia ou anaeróbia em uma lagoa é definida pela magnitude da carga orgânica e pela disponibilidade de oxigênio dissolvido. Uma lagoa pode

ser mantida em condições anaeróbias aplicando-se uma carga de DBO_5 que exceda a produção de oxigênio pela fotossíntese. A fotossíntese pode ser atenuada reduzindo-se a área superficial e aumentando-se a profundidade. As lagoas anaeróbias se tornam turvas na presença de sulfetos metálicos reduzidos. Esta condição restringe a passagem da luz, a ponto de o crescimento das algas se tornar insignificante. O tratamento anaeróbio de resíduos complexos tem dois estágios distintos. No primeiro, chamado de **fermentação ácida**, os materiais orgânicos complexos são degradados em ácidos e álcoois de cadeia curta. No segundo estágio, denominado **fermentação do metano**, estes materiais são convertidos em gases, sobretudo o metano e o dióxido de carbono. O projeto adequado de lagoas anaeróbias precisa garantir as condições favoráveis para a fermentação do metano. A principal finalidade das lagoas anaeróbias é o pré-tratamento. Essas lagoas são indicadas para o tratamento de efluentes concentrados e com temperatura elevada. Contudo, também são utilizadas com sucesso no tratamento de esgotos municipais.

As lagoas facultativas. Dos cinco tipos de lagoas utilizadas no tratamento de efluentes, as lagoas facultativas são as mais comuns nos sistemas de tratamento de efluentes em pequenas comunidades. Cerca de 25% das unidades de tratamento de esgotos municipais nos Estados Unidos são lagoas. Destas, aproximadamente 90% estão localizadas em comunidades com até 5 mil habitantes. As lagoas facultativas são adotadas nesses casos porque os tempos de detenção longos facilitam o controle das oscilações na vazão e na concentração, sem prejuízo significativo à qualidade do efluente final. Outra vantagem das lagoas facultativas são os custos reduzidos de operação e manutenção, em relação a outros sistemas biológicos que propiciam níveis equivalentes de tratamento.

A Figura 11-13 apresenta um esquema de uma lagoa facultativa em operação. O esgoto bruto entra no centro da lagoa. Os sólidos suspensos sedimentam no fundo, onde se forma uma camada anaeróbia. Os microrganismos nesta região não exigem oxigênio molecular como aceptor de elétrons no metabolismo energético, já que usam outras espécies químicas que têm a mesma característica. Tanto a fermentação ácida quanto a fermentação do metano ocorrem no fundo destes depósitos de lodo.

A zona facultativa ocorre logo acima da zona anaeróbia. Nela, o oxigênio está apenas parcialmente disponível. De modo geral a zona é aeróbia durante o dia e anaeróbia no período noturno.

A zona facultativa é coberta por um trecho da coluna da água no qual o oxigênio está constantemente presente, fornecido por duas fontes. Uma pequena parcela é fornecida pelo processo de difusão do oxigênio atmosférico na superfície da lagoa, mas a maior parte do gás é disponibilizada pela ação da fotossíntese das algas.

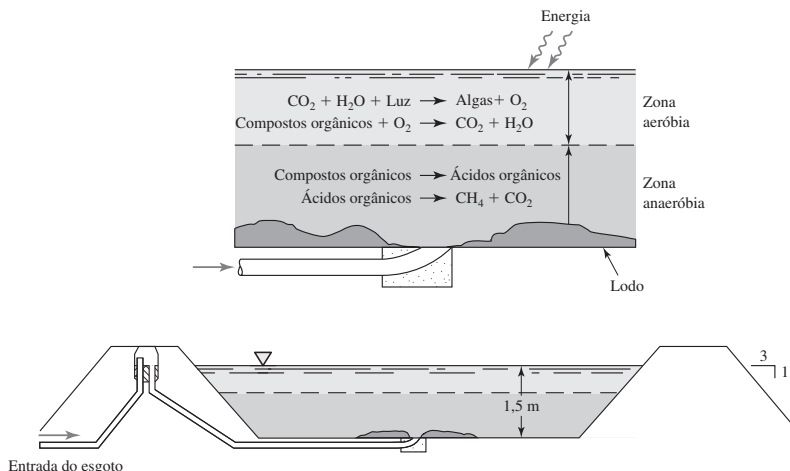


FIGURA 11-13 Diagrama de uma lagoa facultativa e das reações que ocorrem nela.

Duas regras práticas são adotadas no estado do Michigan, Estados Unidos, para a avaliação do projeto de lagoas facultativas:

1. A taxa de aplicação orgânica, DBO_5 , não deve ser maior do que $22 \text{ kg} \cdot \text{hectare}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, na menor lagoa do sistema.
2. O tempo de detenção na lagoa (considerando-se o volume total da massa celular, excluindo-se o 0,6 m do fundo no cálculo do volume) deve ser de seis meses.

O primeiro critério é evitar que a lagoa se torne anaeróbia. O segundo é fornecer espaço de armazenamento grande o suficiente para conter os efluentes durante os meses de inverno, quando o corpo hídrico receptor pode estar congelado, ou durante o verão, quando a vazão desse pode ser baixa demais para absorver até uma quantidade baixa de DBO.

Contadores biológicos rotativos

Os **contadores biológicos rotativos** (CBR) consistem em uma série de discos, normalmente de plástico, com 3 a 3,5 m de diâmetro montados concentricamente lado a lado em um eixo horizontal, que gira com velocidade ajustável. A qualquer momento durante a rotação do eixo, cerca de metade da área superficial dos discos permanece imersa no efluente que está sendo tratado (Figura 11-14).

A operação dos CBRs obedece a um padrão cíclico de absorção de oxigênio e de decomposição de matéria orgânica. Inicialmente, os microrganismos presentes no efluente alimentado aderem à superfície imersa dos discos, formando um biofilme com 1 a 3 mm de espessura. Durante a rotação, a parte antes imersa dos discos arrasta uma fina camada de efluente, que entra em contato com o ar. À medida que o efluente percola a superfície dos discos, ele absorve oxigênio. Quando o disco completa a sua rotação o filme de efluente arrastado se mistura com o conteúdo

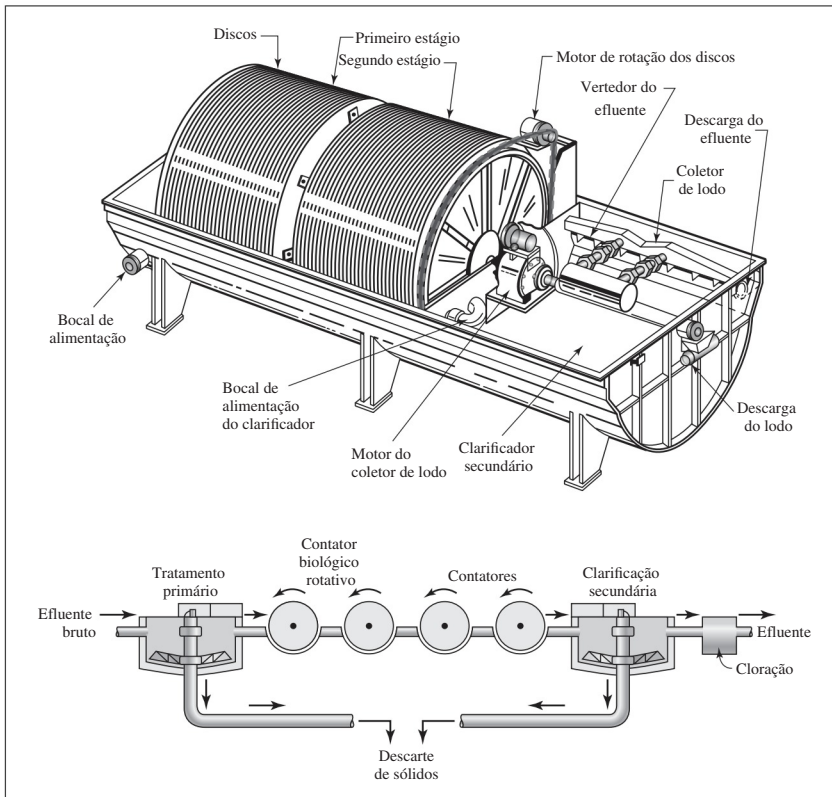


FIGURA 11-14 Contador biológico rotativo e diagrama do processo de tratamento.

do reservatório adicionando oxigênio ao mesmo e promovendo a mistura entre o efluente tratado com o efluente parcialmente tratado. A matéria orgânica presente no efluente é degradada pelos microrganismos existentes no biofilme. O biofilme excedente é removido da superfície dos discos à medida que eles se deslocam pelo reservatório, os quais permanecem em suspensão no reservatório do CBR pela movimentação dos discos. Assim os discos têm diversas funções:

1. Servem de suporte para o crescimento dos microrganismos.
2. Propiciam o contato dos microrganismos com o efluente.
3. Aeram o volume do efluente no reservatório e permitem o crescimento microbiológico em suspensão no seu interior.

O biofilme formado nos discos é semelhante àquele que se desenvolve nos filtros percoladores. Contudo, enquanto nestes o efluente passa através do meio suporte, nos CBRs é o biofilme que circula através do efluente. Os CBRs reúnem algumas vantagens dos filtros biológicos e dos processos de lodo ativado.

O efluente que deixa o reservatório do CBR arrasta os microrganismos em suspensão para um tanque de sedimentação, onde são removidos do meio. Este processo garante que a qualidade do efluente final seja equivalente à do efluente de tratamentos secundários, ou ainda maior. A instalação de diversos CBRs em série permite aumentar a eficiência do tratamento, com a conversão biológica da amônia em nitrato.

Contudo, os CBRs não estão livres de problemas. Deficiências no projeto mecânico e a falta de conhecimentos sobre os processos biológicos que ocorrem nestes equipamentos são responsáveis por falhas mecânicas nos mancais do eixo que sustentam os discos, nos discos e em outras partes do sistema. Estes problemas eram comuns nas primeiras unidades de tratamento que usavam os CBRs. Porém, hoje estes equipamentos têm desempenho satisfatório.

As principais vantagens dos CBRs são a simplicidade da operação e os custos energéticos relativamente baixos. Estes sistemas são utilizados no tratamento de esgotos de cidades pequenas.

Sistemas integrados de lodo ativado e crescimento aderido

Esta categoria inclui o processo de lodo ativado com crescimento em suspensão e aderido em meio suporte. A finalidade do biofilme em meio suporte é aumentar a biomassa no interior do reator. Esta configuração permite utilizar reatores menores ou aumentar a capacidade de tratamento de um reator existente. Diversos tipos de sistemas com crescimento em suspensão foram desenvolvidos, como o sistema convencional, o processo Ludzack-Ettinger modificado (LEM) e a desnitrificação em etapas. Estes processos diferem dos reatores de biofilme em meio suporte móvel (*moving bed biofilm reactor*, MBBR) descrito abaixo, já que utilizam a recirculação do lodo.

Vários tipos de meios propícios ao desenvolvimento de filmes fixos disponíveis no mercado são utilizados, como esponjas, carreadores plásticos e um tecido em poliéster chamado de BioWeb®. No passado, a utilização de cordames era comum. Os meios que são fixos em uma estrutura são preferidos, já que requerem uma menor quantidade de acessórios e são menos suscetíveis aos problemas hidráulicos que ocorrem com os meios suporte em suspensão.

Os meios são previamente instalados em estruturas especiais, que por sua vez são imersas em tanques de aeração convencionais sobre uma grade de aeradores com orifícios pequenos. O tamanho destas estruturas deve ser projetado de forma a permitir que elas se adaptem com facilidade nos reatores biológicos. Por exemplo, em um reator com 7,6 m de largura, dois módulos com meio suporte com 3,8 m × 3,8 m e 4,0 m de altura podem ser instalados lado a lado perpendicularmente à direção de escoamento do efluente no reator biológico.

Reatores com crescimento aderido em leito móvel

Este processo utiliza meios suportes plásticos pequenos (mídias), com diâmetro efetivo da ordem de 7 a 22 mm, para o crescimento do biofilme no interior do reator. Como o leito é móvel, também ocorre crescimento de microrganismos em suspensão, cujo projeto segue o procedimento adotado para os reatores de mistura completa. A mistura do conteúdo do reator pode ser feita com a utilização de aeradores, mas também pode ser feita por misturadores mecânicos. Neste processo não é feita a recirculação do lodo.

A forma geométrica das mídias utilizadas para o crescimento do biofilme (normalmente de polietileno) deve propiciar uma alta superfície específica ($250\text{--}515\text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$). A sua massa específica

é semelhante à da água ($\approx 0,96 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$). Entre um terço a dois terços do volume do reator é preenchido com o meio suporte. Devido à sua forma, o volume de água deslocada é inferior a 15% do volume útil do reator. Uma peneira no bocal de saída impede a saída das mídias do reator. Na maioria dos equipamentos deste tipo, a aeração é realizada utilizando-se difusores de bolhas grossas.

11-9 DESINFECÇÃO

A última etapa do tratamento secundário de efluentes é a adição de um agente desinfetante. Nos Estados Unidos, o cloro gasoso ou outra forma do elemento são os desinfetantes mais comuns. A cinética das reações do cloro e de seus subprodutos, descrita no Capítulo 10, também é válida para a desinfecção de efluentes tratados. Após receber uma dosagem de cloro, injetado por um sistema automatizado, o efluente entra no tanque de contato, onde é mantido por 15 minutos, tempo durante o qual ocorre a inativação dos microrganismos.

Alguns pesquisadores acreditam que a desinfecção possa trazer mais desvantagens do que benefícios. As primeiras regulamentações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos exigiam que a desinfecção resultasse em uma contagem de 200 coliformes termotolerantes por 100 mL de efluente. Porém, estas normas foram alteradas, passando a exigir que a desinfecção fosse realizada apenas no verão, quando o risco de contato com a água contaminada é maior. Três razões explicam esta mudança. A primeira é que o cloro (e também o ozônio) podem formar compostos orgânicos carcinogênicos. A segunda diz respeito à descoberta de que a desinfecção é mais efetiva na eliminação dos predadores dos cistos e dos vírus, do que na inativação dos patógenos. O resultado é que estes sobreviveriam por mais tempo no ambiente natural. A terceira razão é que o cloro e principalmente as cloraminas formadas nas reações com a amônia são muito tóxicos para os peixes.

A cloração reduz os efeitos ambientais resultantes da utilização do cloro como desinfetante. Outros processos, como a desinfecção por radiação com luz ultravioleta, podem ser utilizados em substituição à cloração.

11-10 TRATAMENTO TERCIÁRIO

A necessidade de tratamento do efluente além dos níveis normalmente obtidos no tratamento secundário é determinada pelos seguintes aspectos:

1. Crescimento populacional, que resulta no aumento das cargas de matéria orgânica e de sólidos suspensos em rios, lagos e outros corpos hídricos.
2. Desempenho insatisfatório do processo de cloração dos efluentes com teores elevados de sólidos em suspensão.
3. Presença de nutrientes que promovem a eutrofização de cursos de água sensíveis.
4. Presença de constituintes que impedem a recuperação da água.

Na década de 1970, estes processos eram denominados “tratamento avançado de efluentes”, porque empregavam técnicas mais modernas do que aquelas adotadas no tratamento secundário. Porém, nos últimos 30 anos muitas destas tecnologias foram incorporadas aos processos secundários (como a remoção de nutrientes, por exemplo), ou passaram a ser adotadas como prática convencional, já que atendem com muita eficiência às especificações para lançamento. Estes processos incluem a precipitação química, a filtração em meio granular, a filtração em membrana e a adsorção em carvão ativado. Uma vez que se tornaram prática universal, o termo que passou a ser utilizado para defini-los é *tratamento terciário*. Na prática diária, o emprego da extração com ar, da troca iônica, do tratamento por nanofiltração ou por osmose reversa, além de outras metodologias semelhantes, são reunidos sob a designação geral *tratamento avançado de efluentes*. As tecnologias avançadas utilizadas no tratamento de efluentes são, em linguagem simples, as mesmas tecnologias empregadas para a obtenção de água de reúso.

Esta seção é dedicada aos seguintes processos do tratamento terciário: a filtração em meio granular, a filtração em membrana, a adsorção em carvão, o controle do nitrogênio e a remoção química e biológica do fósforo.

Filtração

As tecnologias utilizadas no tratamento secundário, como o processo do lodo ativado, por exemplo, são muito eficientes para a remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis coloidais e

solúveis. Contudo, na prática um efluente típico tem valores de DBO_5 muito maiores do que se poderia esperar com base na teoria. O nível típico está entre 20 e $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, porque os clarificadores secundários não apresentam eficiência satisfatória para a separação dos microrganismos presentes no licor misto. Estes microrganismos contribuem com os níveis de sólidos suspensos e com a DBO_5 , já que o processo de decaimento biológico de células mortas exerce demanda de oxigênio.

A filtração em meio granular. Processos de filtração semelhantes àqueles utilizados no tratamento da água potável permitem remover sólidos suspensos que permaneceram nos efluentes secundários, inclusive microrganismos não sedimentados. A remoção de microrganismos também remove a DBO_5 residual. Os filtros de areia convencionais usados no tratamento da água potável são úteis para esse fim, embora entupam com facilidade e devam ser retrolavados com maior frequência. A adoção de camadas de meios filtrantes de granulação grossa na parte superior do filtro ajuda a otimizar o tempo de operação e a reduzir as paradas para limpeza. Além disso, a medida faz com que os flocos biológicos mais volumosos fiquem retidos nesta camada, impedindo-os de entupir os vazios nas camadas mais finas inferiores. Os filtros de múltiplas camadas utilizam carvão antracito, areia e granada, cujas massas específicas são diferentes, sendo menor para o carvão antracito e maior para a granada, o que permite que variar o diâmetro das partículas de cada meio, maior para o carvão antracito e menor para a granada.. Com isso, durante a operação de contralavagem, a densidade maior compensa o diâmetro reduzido, permitindo que o carvão permaneça no topo, a areia no meio e a granada no fundo do meio filtrante.

Na maioria dos casos a filtração simples reduz os sólidos suspensos do efluente do lodo ativado de 25 para $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A filtração simples não é tão eficiente com efluentes do filtro biológico, já que o crescimento microbiológico é mais disperso. Contudo, uma etapa de coagulação, seguida pela sedimentação e pela filtração reduzem a concentração dos sólidos suspensos a praticamente zero. De modo geral, a filtração promove uma redução de 80% na concentração de sólidos suspensos no efluente do processo de lodo ativado e de 70% no efluente do filtro biológico.

A filtração em membrana. Os processos de filtração em membrana foram discutidos no Capítulo 10. Dos cinco processos examinados, o mais comum no tratamento terciário de efluentes é a microfiltração (MF). Ela pode ser usada em substituição à filtração em meio granular ou como etapa complementar do tratamento e garante uma remoção de 75 a 90% da DBO e de 95 a 98% de sólidos totais. Contudo, o desempenho destes sistemas depende das condições locais específicas. A obstrução das membranas acarreta problemas no processo; todavia, a realização de testes preliminares ajuda a estabelecer os parâmetros de operação apropriados (Metcalf e Eddy, 2003).

Adsorção em carvão ativado

Alguns materiais resistentes à degradação biológica persistem no efluente após o tratamento secundário, a coagulação/floculação, a sedimentação e a filtração. Estes materiais são denominados **compostos orgânicos refratários** e são detectados no efluente na forma de DQO. Os valores da DQO no efluente secundário normalmente variam entre 30 e $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

O método mais prático adotado na remoção de compostos orgânicos refratários é a adsorção em carvão ativado (U.S. EPA, 1979). A adsorção é a acumulação de compostos orgânicos em uma interface líquido/sólido. Os materiais orgânicos se acumulam nesta interface quando suas moléculas estabelecem ligações com a superfície sólida. O carvão é ativado por aquecimento na ausência de oxigênio. O processo de ativação forma poros nas partículas do carvão. Uma vez que a adsorção é um fenômeno de superfície, quanto maior a área superficial do material, maior a sua capacidade de reter a matéria orgânica. Somadas, as áreas internas dos inúmeros poros representam a área superficial do carvão, a qual é considerável e explica a eficiência do material na remoção de compostos orgânicos.

Quando a capacidade de adsorção do carvão atinge o seu limite, o material pode ser recuperado por aquecimento em um forno a temperaturas suficientemente altas para liberar os compostos orgânicos retidos. A manutenção de níveis reduzidos de oxigênio no interior do forno impede a combustão do carvão. Os compostos orgânicos removidos no processo passam por uma câmara de pós-combustão, para reduzir o risco de poluição atmosférica. Os custos de instalação de um sistema de recuperação do carvão nem sempre são justificáveis e, por essa razão, as unidades de pequeno porte enviam o carvão ativado exaurido a uma estação de recuperação externa.

Remoção química do fósforo

Todos os polifosfatos (isto é, os fosfatos desidratados em nível molecular) hidrolisam gradualmente em solução aquosa, sofrendo reversão à forma orto- (PO_4^{3-}), da qual se originaram. Por exemplo, o pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) sofre hidrólise em solução aquosa, formando fosfato monohidrogenado (HPO_4^{2-}), comum em efluentes domésticos:



A remoção do fósforo, para impedir ou reduzir o potencial de eutrofização, é realizada por precipitação química. Neste processo, três compostos são utilizados, o cloreto férrico, o sulfato de alumínio e o hidróxido de cálcio. As reações de precipitação envolvidas são:

Para o cloreto férrico:



Para o sulfato de alumínio:



Para o hidróxido de cálcio:



É importante observar que o cloreto férrico e o sulfato de alumínio reduzem o pH do efluente, enquanto o hidróxido de cálcio o eleva. O intervalo efetivo de pH para o cloreto férrico varia entre 4,0 e 6,0 e para o sulfato de alumínio entre 5,0 e 7,0. Nos casos em que a alcalinidade natural não é alta o bastante para tamponar o sistema nesta faixa de pH, é preciso adicionar um alcalinizante para compensar a formação de H^+ .

A precipitação do fósforo exige um tanque de reação e um tanque de sedimentação, no qual o precipitado formado é removido. Quando se utiliza o cloreto férrico ou sulfato de alumínio, os dois compostos podem ser adicionados diretamente no tanque de aeração, no sistema de lodo ativado. Portanto, o tanque de aeração atua como tanque de reação. O precipitado é removido no clarificador secundário, o que não é possível quando se utiliza o hidróxido de cálcio, já que o pH elevado necessário para formar o precipitado é prejudicial aos microrganismos que formam o lodo. Em algumas ETEs, o FeCl_3 (ou sulfato de alumínio) é adicionado antes do efluente entrar no sedimentador primário, o que melhora a eficiência da separação de sólidos neste dispositivo, mas priva os processos biológicos dos nutrientes de que necessitam.

EXEMPLO 11-10

A concentração de ortofosfato solúvel em um efluente é $4,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de P. Qual é a quantidade teórica de cloreto férrico que deve ser utilizada para remover o composto por completo?

Solução A Equação 11-42 mostra que é necessário um mol de cloreto férrico para remover um mol de fósforo. As massas molares em grama são:

$$\begin{aligned} \text{FeCl}_3 &= 162,21 \text{ g} \\ \text{P} &= 30,97 \text{ g} \end{aligned}$$

Sabendo-se que a concentração de PO_4 expresso como P é $4,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a quantidade teórica de cloreto férrico seria:

$$4,00 \times \frac{162,21}{30,97} = 20,95, \text{ ou } 21,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Em função da ocorrência de reações secundárias, das limitações relativas ao produto da solubilidade e das variações diárias observadas, a quantidade necessária do produto químico utilizado para precipitação deve ser determinada com testes em laboratório utilizando-se amostras do efluente a ser tratado. É possível que a quantidade real fique entre 1,5 e 3 vezes maior do que a quantidade teórica calculada. Da mesma forma, a dosagem de sulfato de alumínio seria de 1,25 a 2,5 vezes superior ao valor calculado.

Remoção biológica do fósforo

Na remoção biológica do fósforo (RBF) de efluentes, também chamada de remoção biológica de fósforo melhorada (RBFM), do inglês *enhanced biological phosphorus removal* (EBPR), a quantidade do elemento incorporada às células dos microrganismos supera os níveis necessários para a sua manutenção. Esta incorporação é realizada transferindo-se a biomassa de um ambiente anaeróbio para um ambiente aeróbio. O fósforo contido na biomassa é removido do processo na forma de lodo biológico.

Microbiologia. As primeiras pesquisas sobre a RBFM identificaram o gênero de bactérias *Acinetobacter* como agente responsável pelo processo. Estudos posteriores mostraram que bactérias de outros gêneros também retiravam fósforo dos efluentes, entre os quais *Arthrobacter*, *Aeromonas*, *Nocardia* e *Pseudomonas*. Estes microrganismos são chamados de *organismos acumuladores de fósforo* (OAF).

As pesquisas feitas por Comeau et al. (1986) serviram de base para Wentzel et al. (1986) desenvolverem um modelo que explicasse a RBF. O modelo propunha que (Stephens e Stensel, 1998):

A matéria orgânica, representada pela demanda química de oxigênio (DQO), é fermentada por bactérias facultativas em meio contendo acetato e em condições anaeróbias. As bactérias acumulam acetato na zona anaeróbia e o convertem em polihidroxibutirato (PHB). O polifosfato armazenado é degradado em trifosfato de adenosina (ATP) necessário para a formação de PHB, e a degradação do polifosfato é realizada pela liberação de ortofosfato, magnésio, potássio e cálcio. Em condições aeróbias, o PHB é oxidado para sintetizar novas células e produzir os equivalentes redutores necessários para a formação do ATP. O fosfato e os cátions inorgânicos são absorvidos, formando grânulos de polifosfato outra vez. A quantidade de fosfato absorvida em condições aeróbias excede a quantidade de fósforo liberada em condições anaeróbias, isto é, o excesso de fósforo é removido.

Estequiometria. As bactérias heterotróficas comumente presentes no lodo ativado têm teores de fósforo entre 0,01 e 0,02 g/g de biomassa. Os OAF são capazes de armazenar o elemento na forma de fosfatos. Além disso, o teor de fósforo nestes microrganismos pode alcançar 0,2 a 0,3 g/g de biomassa.

A absorção de acetato (isto é, o ácido acético, CH_3COOH) é essencial na determinação da quantidade de OAF e, portanto, da quantidade de fósforo que pode ser removida por esta via. Se quantidades expressivas de OD ou de nitrato entrarem na zona anaeróbia, o acetato é consumido antes de ser absorvido pelos OAF. A remoção biológica do fósforo não é adotada em sistemas projetados para a nitrificação nos casos em que o processo de desnitrificação não está disponível.

É possível estimar a quantidade de fósforo removida com base na quantidade de DQO do efluente a ser tratado. Algumas hipóteses são utilizadas para avaliar a estequiometria da remoção do fósforo: (1) 1,06 g de acetato/g de DQO é produzido durante a fermentação da DQO em ácidos graxos voláteis (AGV), (2) o rendimento celular é de 0,3 g de SSV/g de acetato, e (3) o teor de fósforo celular é 0,3 g de P/g de SSV. Com base nessas hipóteses, estima-se que 10 g de DQO sejam necessários para remover 1 g de fósforo (Metcalf e Eddy, 2003). As especificações de projeto e a remoção biológica do fósforo em situações práticas estão detalhadas no livro *Water and Wastewater Engineering* (Davis, 2010).

Controle do nitrogênio

O nitrogênio, independentemente da forma (NH_3 , NH_4^+ , NO^- ou NO_3^- , mas não o gás N_2) é um nutriente, e precisa ser removido dos efluentes para reduzir o potencial de crescimento de algas em corpos receptores sensíveis nos quais os efluentes são lançados. Além disso, a amônia exerce uma demanda de oxigênio e pode ser tóxica para peixes. A remoção do nitrogênio é realizada pelas vias química e biológica. O processo biológico é chamado de **nitrificação-desnitrificação**, enquanto o processo químico é denominado **remoção da amônia por arraste**.

Nitrificação-desnitrificação. O processo de nitrificação observado na natureza pode ser realizado no sistema de lodo ativado, mantendo-se o tempo de detenção celular (θ_c) em 15

dias, em climas amenos, ou em mais de 20 dias, em regiões de clima frio. A reação química de nitrificação é:



Como mostra a reação, a presença de bactérias é obrigatória. Esta etapa atende à demanda de oxigênio gerada pelo íon amônio. Se o nível de nitrogênio não representa problemas para o corpo receptor, os efluentes tratados podem ser lançados após a etapa de sedimentação. Contudo, se o elemento for problemático, a etapa de nitrificação precisa ser seguida da desnitrificação mediada por bactérias:



A reação química também revela que a matéria orgânica é necessária para a desnitrificação ocorrer. Ela serve de fonte de energia para as bactérias, as quais a obtêm do meio exterior ou do interior da própria célula. A desnitrificação pode ser feita em uma câmara pré-anóxica, instalada à montante do reator de nitrificação, ou pós-anóxica, à jusante do reator de nitrificação; para ambos os casos, é necessária uma fonte de carbono, interna ou externa, já que a concentração da DBO_5 nas correntes a ser desnitrificadas é baixa. A fonte de carbono para o processo de desnitrificação pode ser o esgoto bruto sedimentado ou um composto sintético, como o metanol (CH_3OH), por exemplo. O esgoto bruto tem o potencial de afetar a qualidade do efluente, já que eleva a DBO_5 e o teor de amônia. Os detalhes sobre o projeto e os processos de remoção biológica de nitrogênio estão detalhados no livro *Water and Wastewater Engineering* (Davis, 2010).

Remoção de amônia por arraste. O nitrogênio na forma de amônia pode ser removido quimicamente dos efluentes elevando-se o pH para converter íon amônio em amônia, que é extraída da corrente de efluente utilizando-se grandes quantidades de ar para promover o seu arraste. O processo não afeta os nitratos, o que permite que o processo de lodo ativado seja realizado com tempos de detenção celular curtos, que impendem a nitrificação. A reação de conversão da amônia para extração com ar é:



A fonte do íon hidróxido normalmente é a cal. Esta também reage com o CO_2 do ar e do efluente, o que pode resultar em incrustação da torre de extração por carbonato de cálcio, que precisa ser removida a intervalos regulares. As baixas temperaturas causam problemas operacionais, como o congelamento e a redução do potencial de arraste devido à maior solubilidade da amônia em águas frias.

11-11 TRATAMENTO DE EFLUENTES NO SOLO

Uma alternativa aos processos avançados de tratamento de efluentes é o tratamento no solo. Esta técnica permite obter efluentes tratados com qualidade muito alta. Os efluentes são aplicados no solo, utilizando os métodos convencionais de irrigação. Na maioria das vezes, o efluente tratado é oriundo de um sistema com tratamento secundário. Esta abordagem considera o efluente tratado como fonte de recursos, não um problema de descarte. O tratamento é realizado com base em processos naturais, à medida que o efluente percola o solo e as raízes das plantas, os quais atuam como filtro natural. Parte do efluente aplicado é perdida por evapotranspiração. O restante retorna aos corpos hídricos subterrâneos e superficiais, em função das características hidrogeológicas da região.

O tratamento de efluentes no solo representa uma fonte de umidade e de nutrientes, elementos-chave para o crescimento de culturas agrícolas. A importância dos efluentes tratados como recurso útil é visível em regiões semiáridas, onde a umidade é insuficiente para a otimização da produção agrícola e são grandes as limitações relativas aos estoques hídricos. Para este tipo de aplicação, os nutrientes primários (nitrogênio, fósforo e potássio) não são reduzidos de forma significativa nos processos do tratamento secundário. Por essa razão, a maior parte destes elementos se mantém no efluente tratado. Os nutrientes presentes no solo são consumidos pelas plantações anuais e perdidos por erosão, mas podem ser suplementados com a aplicação de

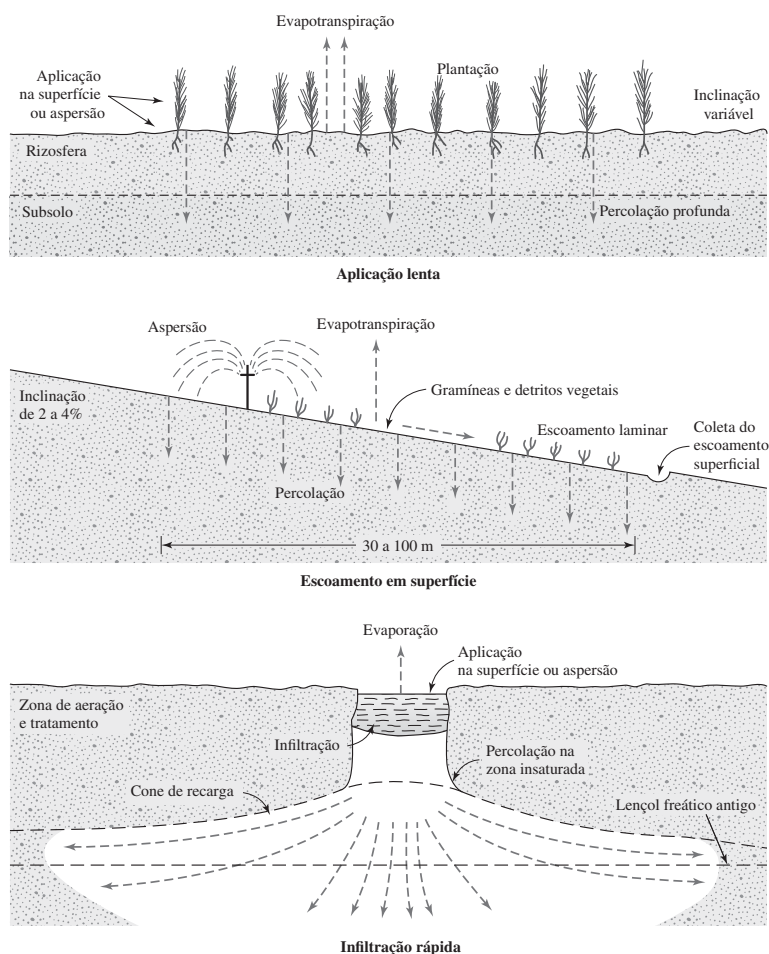


FIGURA 11-15 Os métodos de tratamento de efluentes no solo.

efluentes tratados adequadamente. A aplicação no solo é o método mais antigo de tratamento e descarte de efluentes. Os registros históricos dão conta de que o método começou a ser adotado há mais de 400 anos. Muitas cidades de grande porte, como Berlim, Melbourne e Paris implantaram “fazendas de esgoto” há mais de 60 anos como forma de tratar e descartar os efluentes domésticos de forma eficaz. Nos Estados Unidos, cerca de 600 comunidades reusam os efluentes das ETEs para irrigação.

Os sistemas de tratamento no solo utilizam três abordagens básicas (Pound, Crites e Griffiths, 1976):

1. Infiltração lenta
2. Escoamento em superfície
3. Infiltração rápida

Estas abordagens estão ilustradas na Figura 11-15. Elas produzem água renovada com diferentes níveis de qualidade e podem ser adaptadas às condições dos locais de tratamento para atender a diferentes objetivos.

Infiltração lenta

A irrigação é o principal método de aplicação adotado no tratamento de efluentes no solo. O processo trata o efluente ao mesmo tempo em que atende às demandas relativas ao crescimento vegetal. Durante a infiltração no solo, processos químicos, físicos e biológicos tratam o efluente. A aplicação é feita sobre as lavouras ou vegetações (inclusive áreas florestadas) por aspersão ou técnicas de superfície. Os objetivos da infiltração lenta são:

1. Evitar o despejo de nutrientes na superfície.
2. Garantir o aproveitamento de efluentes na produção agrícola, com retorno financeiro.
3. Promover a economia de água na irrigação de gramados, parques e campos de golfe.
4. Preservar cinturões verdes e espaços abertos.

Nos casos em que a água normalmente usada na irrigação é cara, é possível irrigar as lavouras a taxas normais ($3,5$ a $10 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$, dependendo da cultura). Nesses casos, o retorno financeiro da venda da colheita compensa os custos da adoção de um sistema de distribuição. Por outro lado, quando a água para a irrigação tem pouco valor, as cargas hidráulicas são aumentadas (desde que os critérios de segurança da água tratada sejam atendidos), o que minimiza os custos associados à implantação do sistema. Quando o regime de irrigação é intenso (entre 10 e $15 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$), indica-se a adoção de gramíneas tolerantes à umidade e alta capacidade de absorção de nutrientes.

Escoamento em superfície

O escoamento em superfície é baseado na aplicação do efluente na região elevada de terrenos inclinados, o que faz com que ela escoe pela superfície do solo, até alcançar valas de coleta. A renovação é realizada por processos físicos, químicos e mecânicos durante o escoamento do efluente na forma de um filme fino sobre o terreno relativamente impermeável.

O escoamento em superfície pode ser adotado como processo de tratamento secundário, no qual o lançamento de um efluente nitrificado com DBO baixa é aceitável, ou como processo de tratamento avançado de efluentes. Quando este for o objetivo, taxas elevadas podem ser adotadas ($18 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou mais), dependendo do grau de tratamento desejado. Nos casos em que o lançamento na superfície do solo não é permitido, o volume escoado pode ser reciclado ou aplicado no solo utilizando-se processos de irrigação ou sistemas de infiltração-percolação.

Infiltração rápida

Nos sistemas de infiltração-percolação, o efluente é aplicado no solo a taxas elevadas, utilizando-se bacias de infiltração ou aspersão. O tratamento ocorre durante o percurso na matriz do solo. Os objetivos desta modalidade incluem:

1. A recarga de aquíferos.
2. O tratamento natural, seguido da retirada por bombeamento ou uso de drenos para recuperação.
3. O tratamento natural onde a água recuperada se move vertical e lateralmente no solo, recarregando um curso de água superficial.

Nos casos em que a qualidade da água é degradada pela intrusão salinidade, a recarga de águas subterrâneas pode reverter o gradiente hidráulico e proteger o estoque subterrâneo existente. Onde a qualidade desses estoques não é compatível com o padrão especificado para a água recuperada ou onde existirem direitos de controle do local do lançamento, é possível projetar um retorno de água recuperada para a superfície utilizando-se bombas e sistemas de drenagem natural ou artificial. Por exemplo, em Phoenix, no Arizona, a qualidade das águas subterrâneas é baixa e a água recuperada é bombeada e despejada em um canal de irrigação.

Potencial para a geração de efeitos adversos

O tratamento no solo tem alguns efeitos adversos. Os poços rasos usados para captação de água subterrânea localizados próximo aos locais de tratamento estão sob o risco de serem contaminados com patógenos ou níveis elevados de compostos químicos, como os nitratos, por exemplo.

A concentração de sólidos dissolvidos na água pode prejudicar o gosto ou, no pior caso, a potabilidade da água. Além disso, os escoamentos que retornam para as águas superficiais elevam a salinidade a níveis inaceitáveis. Logo, são necessárias análises hidrológicas criteriosas durante o projeto e o monitoramento desses poços.

11-12 TRATAMENTO DO LODO

O processo de tratamento de efluentes gera um problema sério: o lodo. Quanto maior o grau de tratamento, maior a quantidade de lodo a ser descartada. As exceções a esta regra geral são vistas na aplicação no solo ou nas lagoas de polimento. O tratamento e o descarte adequados do lodo estão entre as operações mais complexas e caras de uma ETE (U.S. EPA, 1979). O lodo é composto de materiais sedimentados do efluente bruto e de sólidos gerados durante o tratamento.

As quantidades de lodo envolvidas são significativas. No tratamento primário, estas alcançam 0,25%–0,35% do volume de efluente tratado. Quando um sistema de tratamento de lodo ativado é adotado, as quantidades aumentam para 1,5% a 2,0%. Os compostos químicos utilizados na remoção do fósforo contribuem com mais 1,0%. Os lodos retirados do processo de tratamento são compostos, sobretudo, de água, cuja porcentagem pode alcançar 97%. Portanto, os processos de tratamento do lodo precisam separar grandes volumes de água da fase sólida do subproduto. Esta água é recirculada para ETE.

Origens e características dos lodos

Antes do início da discussão sobre os processos de tratamento, é importante uma revisão sobre as origens e as características do lodo.

Detritos. Os materiais coletados nas caixas de areia, como areia, vidro quebrado e peças metálicas, por exemplo, não podem ser classificados como lodos, já que não têm consistência fluida. Contudo, esses materiais precisam ser descartados. Uma vez que esses detritos são facilmente separados da água e biologicamente estáveis (isto é, não são biodegradáveis), eles são transportados a um aterro sanitário, onde são descartados, sem tratamento.

Lodo do tratamento primário. O lodo oriundo do fundo dos clarificadores primários contém entre 3 e 8% de sólidos (1% de sólidos equivale a 1 g de sólidos · 100 mL⁻¹ de lodo). Cerca de 70% deste material é de natureza orgânica. Este lodo se torna anaeróbio rapidamente e exala odores fortes.

Lodo secundário. Este lodo é composto de microrganismos e materiais inertes que foram descartados do processo de tratamento secundário. Logo, o teor de matéria orgânica neste material alcança 90%. Na ausência de ar, torna-se anaeróbio e adquire características desagradáveis se não for tratado de forma adequada. O teor de sólidos no lodo secundário varia, dependendo da sua origem. O excesso de lodo contém, normalmente, entre 0,5 e 2% de sólidos, ao passo que o lodo de filtros biológicos apresenta de 2 e 5% de sólidos. Em alguns casos, os lodos secundários têm grandes quantidades de precipitados químicos, porque o reator biológico é utilizado como tanque de reação para a adição de compostos químicos para a remoção do fósforo.

Lodo terciário. As características dos lodos gerados em processos de tratamento avançado dependem da natureza destes. Por exemplo, a remoção do fósforo produz um lodo de difícil tratamento e manuseio. Quando a remoção do fósforo ocorre no processo de lodo ativado, o lodo químico é combinado com o lodo biológico, o que aumenta a complexidade do tratamento deste. A remoção do nitrogênio por desnitrificação gera lodos biológicos cujas propriedades são semelhantes às do excesso de lodo do processo secundário.

Inventário de sólidos

Uma vez que a maior parte dos lodos gerados em ETEs são compostos sobretudo de água, o volume do lodo é uma função da sua quantidade. Logo, se o teor percentual e a massa específica dos sólidos no lodo forem conhecidas, é possível estimar o volume do material gerado. A matéria

sólida no lodo resultante do tratamento de efluentes é composta de sólidos orgânicos voláteis e de sólidos minerais não voláteis. O volume da massa total de sólidos é dado pela expressão:

$$V_{\text{sólidos}} = \frac{M_s}{S_s \rho} \quad (11-48)$$

onde M_s = massa de sólidos (kg)
 S_s = densidade relativa dos sólidos
 ρ = massa específica da água = $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$

Uma vez que a massa total é composta de frações voláteis e não voláteis (fixos), a Equação 11-48 pode ser reescrita;

$$\frac{M_s}{S_s \rho} = \frac{M_f}{S_f \rho} + \frac{M_v}{S_v \rho} \quad (11-49)$$

onde M_f = massa de sólidos fixos (kg)
 M_v = massa de sólidos voláteis (kg)
 S_f = densidade relativa dos sólidos fixos (kg)
 S_v = densidade relativa dos sólidos voláteis (kg)

A densidade relativa dos sólidos pode ser expressa em termos das densidades relativas dos sólidos fixos e das frações de sólidos, com base na solução da Equação 11-49 para S_s :

$$S_s = M_s \left(\frac{S_f S_v}{M_f S_v + M_v S_f} \right) \quad (11-50)$$

A densidade relativa do lodo (S_{sl}) pode ser estimada com base no fato de que, assim como a fração de sólidos, o lodo é composto de sólidos e de água:

$$\frac{M_{sl}}{S_{sl} \rho} = \frac{M_s}{S_s \rho} + \frac{M_w}{S_w \rho} \quad (11-51)$$

onde M_{sl} = massa de lodo (kg)
 M_w = massa de água (kg)
 S_{sl} = densidade relativa do lodo
 S_w = densidade relativa da água

Como padrão, as concentrações de sólidos são expressas em porcentagem, onde a fração de sólidos (P_s) é calculada com a expressão:

$$P_s = \frac{M_s}{M_s + M_w} \quad (11-52)$$

A fração da água (P_w) é dada por:

$$P_w = \frac{M_w}{M_s + M_w} \quad (11-53)$$

Portanto, é mais conveniente resolver a Equação 11-48 em termos de porcentagem de sólidos. Dividindo-se cada termo da Equação 11-51 por $(M_s + M_w)$ e sabendo-se que $M_{sl} = M_s + M_w$, a Equação 11-51 pode ser reescrita como:

$$\frac{1}{S_{sl} \rho} = \frac{P_s}{S_s \rho} + \frac{P_w}{S_w \rho} \quad (11-54)$$

Assumir que a densidade relativa da água seja 1,0000 não causa erro de cálculo representativo. Portanto, resolvendo a Equação para S_{sl} , tem-se:

$$S_{sl} = \frac{S_s}{P_s + (S_s)(P_w)} \quad (11-55)$$

Estas expressões são utilizadas encontrar a expressão abaixo e, com ela, calcular o volume de lodo (V_{sl}):

$$V_{sl} = \frac{M_s}{(\rho)(S_{sl})(P_s)} \quad (11-56)$$

EXEMPLO 11-11

Calcule a produção diária de lodo produzida em um sedimentador primário com as seguintes características:

Dados de operação

$$\text{Vazão} = 0,150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$\text{Sólidos suspensos no afluente} = 280,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 280,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$\text{Eficiência da remoção} = 59,0\%$$

$$\text{Concentração de sólidos no lodo} = 5,00\%$$

$$\text{Sólidos voláteis} = 60,0\%$$

$$\text{Densidade relativa dos sólidos voláteis} = 0,990$$

$$\text{Sólidos fixos} = 40,0\%$$

$$\text{Densidade relativa dos sólidos fixos} = 2,65$$

Solução Iniciar com o cálculo de S_s . Não é preciso computar M_s , M_f e M_v diretamente (estes parâmetros são proporcionais à composição percentual). Com

$$M_s = M_f + M_v$$

$$= 0,400 + 0,600 = 1,00$$

Logo, a Equação 11-50 resulta:

$$S_s = \frac{(2,65)(0,990)}{[(0,990)(0,400)] + [(2,65)(0,600)]}$$

$$= 1,321, \text{ ou } 1,32$$

A densidade relativa do lodo é obtida com a Equação 11-55:

$$S_{sl} = \frac{1,321}{0,05 + [(1,321)(0,950)]}$$

$$= 1,012, \text{ ou } 1,01$$

A massa de lodo é estimada a partir da concentração dos sólidos suspensos no afluente e da eficiência da remoção no sedimentador primário:

$$M_s = 0,59 \times 280,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \times 0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1} \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}$$

$$= 2,14 \times 10^3 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

O volume do lodo é dado pela Equação 11-56:

$$V_{sl} = \frac{2,14 \times 10^3 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}}{1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \times 1,012 \times 0,05}$$

$$= 42,29, \text{ ou } 42,3 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Processos para condicionamento e tratamento de lodo

Os principais processos adotados para o condicionamento e tratamento do lodo de ETEs são:

1. O **adensamento**, que retira o máximo de água por gravidade ou flotação.
2. A **estabilização**, que converte sólidos orgânicos em materiais mais refratários (isto é, inertes), para que possam ser manuseados mais facilmente e utilizados como condicionadores de solo, sem prejuízos ou riscos à saúde, mediante digestão (nome genérico que reúne os processos de oxidação bioquímica).
3. O **condicionamento**, que trata o lodo com compostos químicos ou calor para retirar água com rapidez.

4. A **desidratação**, que retira água por vácuo, pressão ou secagem.
5. O **tratamento térmico**, que confere aos sólidos uma forma estável com base em processos de oxidação úmida ou de incineração (processos estes de oxidação química, os quais reduzem o volume do lodo).

Ainda que diversas combinações de equipamentos e de processos sejam utilizadas no condicionamento e tratamento do lodo, o número de opções básicas é relativamente limitado. O destino final para o descarte dos materiais contidos no lodo é o solo, o ar ou a água. Contudo, o descarte oceânico caiu em desuso e a incineração do lodo exige medidas de controle da poluição atmosférica.

Adensamento. O adensamento é realizado fazendo-se os sólidos flutuarem na superfície do líquido (**flotação**) ou por sedimentação (**adensamento gravitacional**). Ambas as técnicas têm como objetivo a remoção da maior quantidade de água possível, antes de o lodo ser submetido ao processo de estabilização por digestão. Os processos envolvidos representam um meio economicamente acessível de reduzir o volume do lodo pela metade, ou mais. Os custos do adensamento são, normalmente, compensados pela economia em termos de tamanho e de equipamentos necessários para o processamento posterior do lodo.

No adensamento por flotação (Figura 11-16), um fluxo de ar é injetado no lodo sob pressão (275–550 kPa). A pressurização permite dissolver volumes consideráveis de ar no lodo, que escoa para um tanque aberto onde, na pressão atmosférica, a maior parte do ar sai de solução na forma de pequenas bolhas. Estas aderem às partículas do lodo sólido, arrastando-as até a superfície, onde se forma a camada de lodo. A remoção do lodo é realizada por raspadores superficiais. Após, o lodo é encaminhado para o tratamento. De modo geral, este processo permite aumentar o teor de sólidos no lodo de 0,5–1% para 3–6%. A flotação é especialmente eficaz no adensamento do lodo ativado, já que o adensamento por gravidade é difícil.

Contudo, no tratamento de lodos primários, o adensamento por gravidade é um método acessível e muito utilizado. Em linguagem simples, o processo é semelhante à sedimentação tal qual observada nos equipamentos empregados para a finalidade. O lodo entra em um tanque parecido com os sedimentadores circulares adotados na sedimentação primária e secundária. Após, é retirado utilizando-se equipamentos específicos e transportado para um coletor, de onde segue para as etapas subsequentes do tratamento. O desempenho do processo depende do tipo de lodo a ser adensado. Os melhores resultados são obtidos com lodos primários puros. A capacidade de adensamento diminui com o aumento da proporção de lodo ativado. Os lodos primários podem ser adensados a um teor de sólidos de 10%, partindo-se de um teor inicial entre 1 e 3%. Hoje, a maioria dos sistemas de tratamento de lodo adota o adensamento gravitacional para lodos primários e a flotação para lodos ativados. Os lodos adensados são então combinados e submetidos às etapas subsequentes do tratamento.

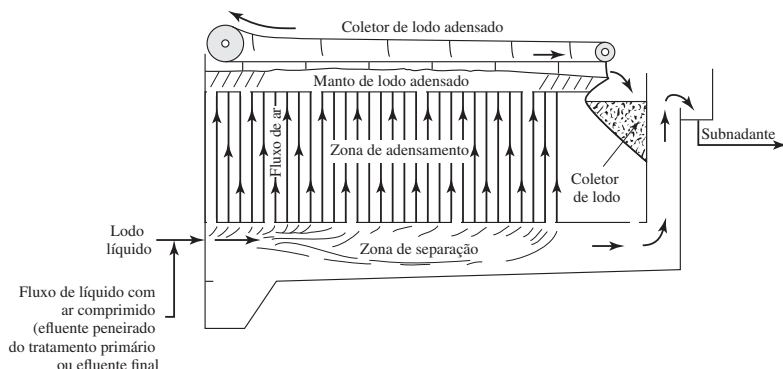
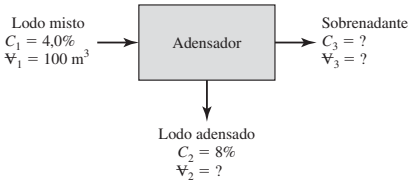


FIGURA 11-16 Espessador de lodo por flotação com ar dissolvido.

EXEMPLO 11-12

Cem metros cúbicos (100 m^3) de um lodo misto com 4,0% de sólidos precisam ser adensados. O teor de sólidos, após a operação, deve ser 8,0%. Supondo-se que as massas específicas do lodo e da água não sejam muito diferentes e se mantenham constantes durante o processo, qual é o volume aproximado de água no lodo após o adensamento?

Solução Um lodo com 4,0% de sólidos em massa contém 96% de água, também em massa. É possível estabelecer uma aproximação da relação entre o volume e a porcentagem de sólidos com base em um balanço de massa no adensador:



A equação do balanço de massa é:

$$C_1 V_1 - C_2 V_2 - C_3 V_3 = 0$$

Assumindo a hipótese de que a concentração do sobrenadante (C_3) é muito menor do que as concentrações do afluente e do efluente (C_1 e C_2), pode-se admitir que $C_3 = 0$. Logo:

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

e

$$V_2 = \frac{C_1 V_1}{C_2}$$

O volume do lodo adensado é:

$$V_2 = \frac{(0,040)(100,0 \text{ m}^3)}{0,080} = 50,0 \text{ m}^3$$

Portanto, a redução do volume propiciada pelo adensamento do lodo de 4% de sólidos para 8% é expressiva.

Estabilização. Os principais objetivos da estabilização são romper os sólidos orgânicos pela via bioquímica e, com isso, estabilizá-los, reduzindo odores e as chances de putrefação. Além disso, os lodos estabilizados são mais facilmente desidratados, propriedade importante na redução do volume do lodo (Benfield e Randall, 1980). Nos casos em que o lodo é desidratado e incinerado, a estabilização não é adotada. Os dois principais processos de estabilização são a **digestão anaeróbia** (realizada em tanques fechados) e a **digestão aeróbia** (na qual o lodo recebe uma corrente de ar).

A digestão aeróbia de lodos biológicos é um prolongamento do processo do lodo ativado. Uma cultura de microrganismos aeróbios heterotróficos remove e utiliza a maior parte da matéria orgânica presente no ambiente, parte da qual é usada na síntese de biomassa. O restante é canalizado para o metabolismo e oxidado em dióxido de carbono, água e material inerte solúvel como fonte de energia para a síntese e a manutenção celular microbiana. Quando a fonte de matéria orgânica se esgota, os microrganismos entram em regime de **respiração endógena**, na qual o material celular é oxidado como meio de atender à demanda energética (isto é, suprir a energia necessária para os processos vitais da célula). Contudo, o prolongamento desta condição reduz, de forma considerável, a quantidade de biomassa. Além disso, a porção remanescente da biomassa conserva um estado energético tão baixo, que pode ser considerada biologicamente estável e adequada para descarte no meio ambiente. Esta é a base do processo de digestão aeróbia.

A digestão aeróbia é realizada aerando-se o lodo orgânico em um tanque aberto, semelhante aos tanques utilizados na aeração do lodo ativado. A exemplo deste, o digestor aeróbio precisa ser acompanhado de um tanque de sedimentação, a menos que o lodo possa ser descartado diretamente no solo, na forma líquida. Ao contrário do processo do lodo ativado, na digestão aeróbia o efluente (chamado de sobrenadante) do clarificador é recirculado para a entrada da ETE, porque tem altos teores de sólidos suspensos ($100\text{--}300\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), de DBO_5 ($500\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), de nitrogênio Kjeldahl total ($200\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e de fósforo total ($100\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Uma vez que a fração da matéria volátil é limitada, a massa específica dos sólidos do lodo digerido é maior do que o valor observado antes do processo. Portanto, o lodo sedimenta como uma massa compactada e a concentração de sólidos no lodo que sai do clarificador pode ficar em 3%.

Alguns pesquisadores defendem a ideia de que o tratamento anaeróbio de resíduos complexos ocorre em três estágios, como mostram as Figuras 11-17 e 11-18 (Speece, 1983; Holland et al., 1987). No primeiro estágio, os componentes mais complexos do resíduo, como gorduras, proteínas e polissacarídeos, são hidrolisados em suas unidades constituintes. Este processo é

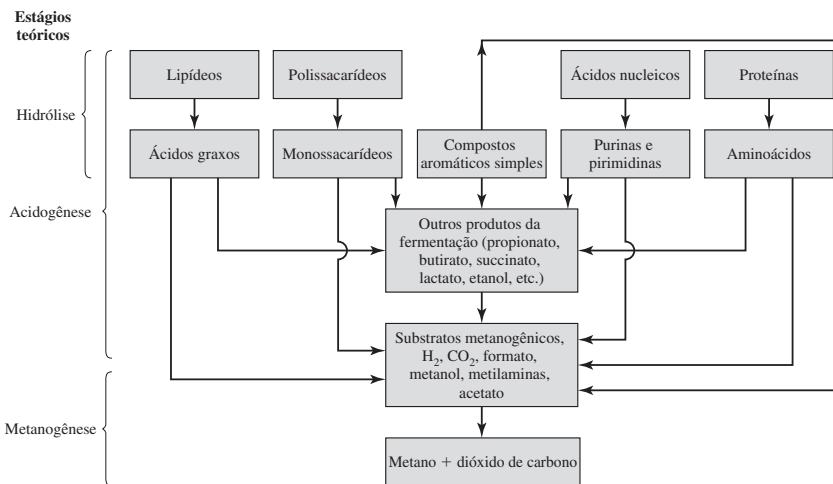


FIGURA 11-17 Diagrama do fluxo do carbono na digestão anaeróbia.

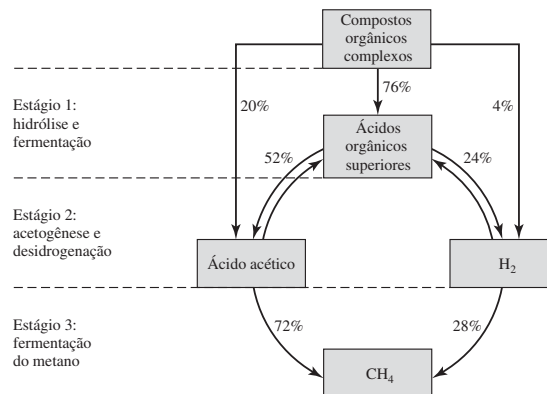


FIGURA 11-18 As etapas da digestão anaeróbia e o fluxo de energia.

realizado por um grupo de bactérias facultativas ou anaeróbias. Na sequência, estas bactérias submetem os produtos da hidrólise (triglicerídeos, ácidos graxos, aminoácidos e açúcares) à fermentação e a outros processos metabólicos, os quais promovem a formação de compostos orgânicos simples e de hidrogênio, em um processo denominado **acidogênese**, ou **acetogênese**. Os compostos orgânicos produzidos são, principalmente, ácidos e álcoois de cadeia curta (voláteis). Nos dois primeiros estágios a estabilização da DBO ou da DQO não ocorre de forma consistente. No terceiro estágio, os produtos finais do segundo estágio são convertidos em gases (especialmente o metano e o dióxido de carbono) por diferentes espécies de bactérias estritamente anaeróbias. Portanto, é neste estágio que a estabilização da matéria orgânica ocorre, no que é denominado **fermentação do metano**. Embora o processo anaeróbio tenha sido apresentado após o primeiro e o segundo estágios, na natureza todos os estágios ocorrem de forma simultânea e sinérgica.

As bactérias responsáveis pela fermentação ácida são relativamente tolerantes às variações no pH e na temperatura do meio e apresentam uma taxa de crescimento muito maior do que a das bactérias responsáveis pela fermentação. O resultado é que a fermentação do metano pode ser o fator limitante da velocidade nos processos de tratamento por processo anaeróbio.

Em um estudo que descobriu que a temperatura ótima para o tratamento anaeróbio de resíduos é 35°C, Lawrence e Milnes propuseram que, na faixa entre 20 e 35°C, a cinética da fermentação de metano a partir de ácidos graxos de cadeia curta ou longa descreve a cinética geral do tratamento anaeróbio de forma adequada (Lawrence e Milnes, 1971). Logo, as equações cinéticas apresentadas para descrever o processo de lodo ativado em regime de mistura completa são válidas para o processo anaeróbio.

O digestor anaeróbio monoestágio de alta carga (Figura 11-19) é o modelo mais adotado para aquecer, misturar, distribuir uniformemente a vazão de alimentação e adensar o lodo diluído. A uniformização da vazão de entrada é muito importante para o funcionamento do digestor. Para que a digestão anaeróbia seja eficiente, a concentração mínima de sólidos na carga de entrada deve ser 4% (Shimp et al., 1995). Os reatores de digestão podem ser equipados com tampas fixas ou flutuantes. Os gases liberados no processo são armazenados sob a tampa flutuante ou em uma estrutura separada. Não há separação de sobrenadante.

A DBO restante ao final da digestão ainda é muito alta. Da mesma forma, o teor de sólidos totais alcança 12.000 mg · L⁻¹ em alguns casos, ao passo em que o valor de nitrogênio Kjeldahl total fica em torno de 1000 mg · L⁻¹. Logo, o sobrenadante do digestor secundário (no processo de alta carga) é recirculado para a ETE. O lodo sedimentado é condicionado, desidratado e descartado.

Condicionamento do lodo. Vários métodos são utilizados para condicionar o lodo e facilitar a separação de líquidos e sólidos. Entre os mais utilizados está a adição de coagulantes, como o cloreto férrico, a cal ou polímeros orgânicos. As cinzas do lodo incinerado também têm

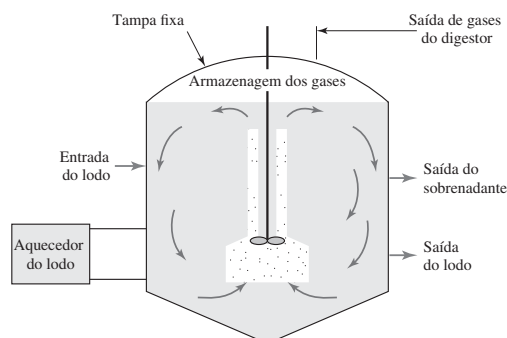


FIGURA 11-19 Diagrama de um digestor anaeróbio de alta carga.

potencial para condicionamento. A exemplo do que ocorre quando coagulantes são adicionados à água turva, os coagulantes químicos induzem a aglomeração dos sólidos, o que facilita a separação destes da fase líquida. Nos últimos anos, os polímeros orgânicos passaram a ser utilizados no condicionamento do lodo. Estes compostos são fáceis de usar, não exigem muito espaço para armazenagem e são muito eficientes. Os compostos condicionadores são injetados e misturados ao lodo um pouco antes do processo de desidratação ser iniciado.

O aquecimento do lodo a altas temperaturas (175°C–230°C) e pressões (1000 kPa–2000 kPa) também pode ser utilizado como método de condicionamento. Nestas condições, muito semelhantes às de uma panela de pressão, a água ligada aos sólidos é liberada, melhorando as características do lodo desidratado. O tratamento com calor também produz lodos que desidratam mais facilmente do que os lodos condicionados pela via química. Contudo, o processo tem desvantagens, como as dificuldades de operacionalização e de manutenção, além da geração de licores de cozimento altamente poluentes que, quando reciclados para a ETE, elevam as demandas do tratamento, além da questão energética associada.

Desidratação do lodo. No passado, a utilização de leitos de secagem era o método mais utilizado para desidratação do lodo. Estes leitos são especialmente populares em ETEs de pequeno porte, por conta da simplicidade de operação e de manutenção. Em 1977, dois terços das ETEs nos Estados Unidos usavam leitos de secagem. Naquela época, metade do lodo gerado no tratamento dos esgotos municipais era desidratado utilizando-se este método. Embora o uso de leitos de secagem seja mais eficiente em regiões de clima quente e seco, eles também são amplamente adotados em ETEs em áreas de clima frio.

Os procedimentos operacionais comuns a todos os tipos de leitos de secagem incluem:

1. O bombeamento de 0,20 m–0,30 m de lodo líquido estabilizado no leito de secagem.
2. A adição constante de condicionadores químicos, nos casos em que são usados, por injeção no lodo durante o bombeamento no leito.
3. A secagem do lodo até a concentração final desejada de sólidos. (Esta concentração pode variar de 18 a 60%, dependendo de diversos fatores, como o tipo de lodo, a carga processada e o grau de secagem necessário. Os tempos nominais de secagem estão entre 10 e 15 dias, em condições favoráveis, e 30 e 60 dias em cenários adversos.)
4. A remoção do lodo desidratado é feita de forma mecânica ou manual.
5. O reinício do ciclo.

Os leitos de secagem com leito de areia são os mais antigos e mais utilizados. A eficiência deste tipo de leito depende de algumas variáveis de projeto, como o arranjo do sistema de drenagem, a granulometria e o tipo de cascalho e de areia utilizados e os materiais empregados na construção do leito. Os leitos de areia são construídos de modo análogo aos leitos de secagem de lodo utilizados nos sistemas de tratamento de água potável. O projeto pode ou não incluir algum dispositivo para a remoção mecânica do lodo, a qual ajuda a reduzir os custos com mão de obra. Em alguns casos, alguma espécie de cobertura deve ser providenciada.

Quando há problemas relativos à disponibilidade de espaço e as condições climáticas são desfavoráveis, os leitos de secagem em areia se tornam muito caros e podem ser substituídos por filtros a vácuo. Estes equipamentos consistem de um tambor cilíndrico coberto com um material filtrante ou um material têxtil especial. O tambor gira parcialmente submerso em um tanque contendo lodo condicionado. O vácuo aplicado no interior do tambor retira a água e deixa uma camada de sólidos, denominada **torta do filtro**, no meio filtrante. Ao final de um ciclo de rotação, um raspador retira a torta da superfície externa do tambor, e o ciclo reinicia. Em alguns sistemas o tecido filtrante segue sobre roletes além do tambor, para soltar o lodo do elemento filtrante. Os materiais filtrantes variam muito, desde o dracôn até aço inoxidável, cada qual com vantagens distintas. O filtro a vácuo é usado na desidratação de lodos digeridos para produzir uma torta de lodo com elevada concentração de sólidos (com entre 15 e 30% de sólidos), a qual pode ser disposta em aterro sanitário ou aplicada em lavouras, como fertilizante. Nos casos em que o lodo é incinerado, ele não precisa ser previamente estabilizado. O filtro a vácuo é utilizado apenas para desidratar o lodo bruto, que pode então ser incinerado.

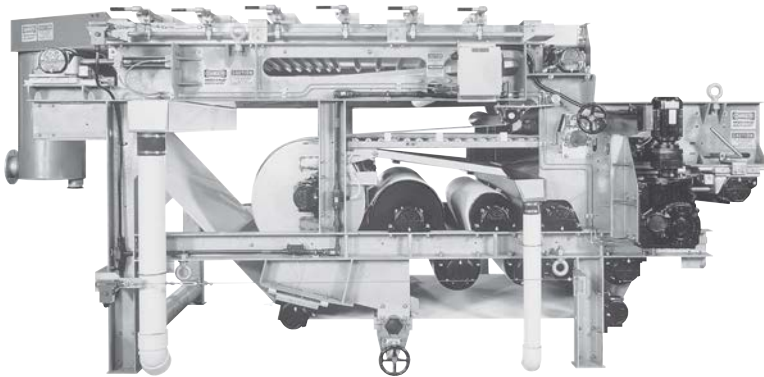


FIGURA 11-20 Prensa desaguadora.

As correias prensas desaguadoras (Figura 11-20) utilizadas no tratamento do lodo de ETEs são idênticas aos equipamentos adotados no tratamento do lodo gerado no tratamento de água destinada ao consumo humano. Estes equipamentos são úteis no tratamento de muitos lodos mistos. De modo geral, estes equipamentos permitem tratar um lodo com 5% de sólidos para obter-se uma torta desidratada com 19% de sólidos (a uma velocidade de $32,8 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$). Na maioria das vezes, os resultados são semelhantes aos obtidos com a filtração em filtros a vácuo rotativos. Uma das vantagens da prensa desaguadora é que ela não apresenta problemas com a coleta do lodo, como ocorre com muitos filtros a vácuo. Além disso, o consumo de energia por estes equipamentos é relativamente baixo.

Tratamento térmico. Se o lodo não puder ser utilizado como condicionador de solos ou se não há um aterro sanitário preparado para aceitar lodos desidratados, é possível adotar-se a redução do seu volume, pelo processo de incineração. O processo retira toda a umidade do material e queima a matéria orgânica, convertendo-a em cinzas estéreis. Para minimizar a quantidade de combustível necessária, o lodo deve estar o mais desidratado possível. Os gases liberados pelo incinerador precisam ser tratados para evitar a poluição atmosférica.

11-13 DISPOSIÇÃO DO LODO

Disposição final

Os materiais restantes ao final dos processos realizados em uma ETE (lodos, tanto tratados como não tratados) representam um problema no projeto e na operação destas unidades. Diversas opções são consideradas para dar um destino a esses materiais, como a disposição no solo e a incineração, além da possibilidade de comercializá-los ou, como já se cogitou, enviá-los ao espaço. A disposição no solo pode incluir a opção de aplicação dos resíduos como condicionadores, para a recuperação de áreas degradadas, ou a disposição em aterros sanitários.

Uso como condicionador de solo

A prática de espalhar os resíduos de ETEs como fonte de nutrientes, de água ou como modo de viabilizar o aproveitamento de uma área sem utilidade aparente, como os rejeitos das operações de mineração, por exemplo, é denominada **condicionamento de solo**. Em comparação com outras técnicas de descarte na superfície do solo, o condicionamento requer grandes extensões de terreno. As quantidades aplicadas são definidas com base nas características do solo e na capacidade das culturas agrícolas ou das florestas de acomodar o material. A presença de metais pesados como o cromo, o chumbo e o mercúrio no material a ser disposto é um fator limitante na

consideração das opções de condicionamento, já que estes metais podem contaminar o solo (ver o parágrafo Regulamentações sobre o descarte de lodo a seguir).

Recuperação de áreas degradadas

O descarte para a recuperação de áreas degradadas consiste na aplicação de grandes volumes de lodo de ETEs em áreas sem acesso ao público, que tiveram as suas características degradadas por alguma atividade prévia, ou devido a fenômenos erosivos, visando à sua recuperação..

Disposição em aterro sanitário

Nesta forma de descarte, resíduos sólidos como lodo processado, materiais retidos em peneiras, areia e cinzas são dispostos em aterros sanitários específicos. Os sólidos são colocados em um local preparado para a função ou em uma trincheira. Após, são cobertos com uma camada de terra normalmente mais alta do que o nível do solo (0,20 m a 0,25 m). Na maioria das vezes, o descarte de materiais retidos em peneiras, de detritos e de cinzas é realizado de modo análogo ao descarte do lodo.

Aproveitamento

Os sólidos presentes nos lodos resultantes do tratamento de efluentes têm outras finalidades úteis, além do uso como nutrientes para o solo. Entre os vários métodos existentes, a compostagem e a co-combustão com resíduos municipais sólidos passaram a ser o objeto de estudos nos últimos anos. A recuperação da cal e o uso de lodo para formar carvão ativado também são praticados, mas em menor escala.

Regulamentações sobre o descarte de lodo

Nos Estados Unidos, as regulamentações que governam o uso ou o descarte do lodo de ETEs estão codificadas no 40 CFR Parte 503. Estas regulamentações são válidas para os lodos gerados no tratamento dos efluentes domésticos e aplicados no solo, em um local de descarte específico, ou incinerados em equipamento exclusivo para a finalidade. Estas normas excluem os lodos gerados no tratamento de resíduos industriais, de efluentes perigosos e efluentes contendo PCBs. Lodos com concentrações de $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou maiores e lodos dos processos de tratamento de água potável também não são contemplados.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações.

1. Indique os valores de DBO típicos de efluentes domésticos fortes, médios e fracos.
2. Explique as diferenças entre pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário, demonstrando a relação entre eles.
3. Prepare um gráfico mostrando a variação média da vazão diária em uma ETE que trata efluentes domésticos.
4. Defina e explique a finalidade da equalização.
5. Desenhe, identifique e explique a função das partes de uma unidade de lodo ativado e de uma unidade de filtração biológica.
6. Defina θ_c , TRS e idade do lodo, e explique como são usados nos ajustes necessários nos processos de lodo ativado.
7. Explique a finalidade da relação A/M e defina A e M em termos de DBO_5 e sólidos suspensos voláteis no licor misto.
8. Explique a relação entre A/M e θ_c .
9. Explique como a produção celular é regulada utilizando-se A/M ou θ_c .
10. Compare dois sistemas de operação com dois valores diferentes de A/M .

11. Compare os efeitos positivos e negativos da desinfecção de efluentes domésticos tratados.
12. Cite quatro processos terciários e os poluentes que removem.
13. Explique por que a remoção dos sólidos suspensos residuais remove a DBO_5 residual.
14. Descreva compostos orgânicos refratários e o método usado para removê-los.
15. Cite três compostos químicos utilizados para remover o fósforo de efluentes domésticos ou industriais.
16. Explique o que são a nitrificação e a desnitrificação biológicas em palavras ou equações.
17. Explique o que é o arraste da amônia em palavras ou equações.
18. Descreva três abordagens básicas para o tratamento de efluentes no solo.
19. Cite as duas principais finalidades da estabilização do lodo.
20. Explique a finalidade das etapas do tratamento do lodo e descreva os principais processos associados a elas.
21. Descreva os locais utilizados para descarte final de lodos e as etapas de tratamento prévio necessárias.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Descubra se uma partícula de detrito sólido de determinado diâmetro e massa específica é capturada em uma caixa de areia com velocidade controlada, ou calcule o diâmetro mínimo capturado neste dispositivo, mantendo-se constantes as outras condições.
2. Calcule o volume de um tanque de equalização para determinada vazão oscilante.
3. Determine o efeito da equalização na vazão mássica de um poluente.
4. Avalie ou dimensione sedimentadores primários e secundários com relação ao tempo de detenção hidráulico, carga de sólidos e taxa de aplicação linear do vertedor.
5. Estime a DBO_5 solúvel no efluente de uma ETE de lodo ativado em regime de mistura completa, calcule o tempo médio de residência celular ou o tempo de detenção hidráulica para atingir determinado grau de tratamento e calcule a vazão de excesso de lodo para obter-se o tempo médio de residência celular ou a relação A/M desejados.
6. Calcule a relação A/M , conhecendo a DBO_5 do afluente, a vazão e o tempo de detenção hidráulico, ou calcule o volume de um reator biológico conhecendo a A/M , a DBO_5 e a vazão.
7. Calcule a concentração ou a vazão de um lodo recirculado.
8. Calcule a massa de lodo excedente em um processo de lodo ativado, conhecendo os dados necessários.
9. Calcule a massa teórica de oxigênio e a quantidade de ar necessárias para massa de lodo do item anterior, conhecendo os dados necessários.
10. Realize um balanço de massa de lodo, conhecendo as eficiências de separação e a vazão mássica adequada.

EXERCÍCIOS

- 11-1** Uma partícula com 0,0170 cm de raio e massa específica de $1,95 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ submerge em água estática a 4°C . Qual é a velocidade final de sedimentação da partícula? Suponha que a massa específica da água seja $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e que a lei de Stokes seja válida.

Resposta: $3,82 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

- 11-2** A velocidade final de sedimentação de uma partícula em água estática a 15°C é $0,0950 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. Qual é o diâmetro da partícula? A massa específica da partícula é $2,05 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ e da água é $1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Suponha válida a lei de Stokes.

- 11-3** Uma estação de tratamento exige um tanque de equalização capaz de atenuar as variações na vazão e na DBO . A vazão média diária é $0,400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A tabela abaixo lista os valores típicos de vazão e de DBO_5 ao longo de um período de 24 horas. Qual é o volume do tanque (em metros cúbicos) capaz de ajustar a vazão de saída uniforme e igual à vazão de entrada média diária? As vazões dadas são médias horárias.

Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)	Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)
0000	0,340	123	1200	0,508	268
0100	0,254	118	1300	0,526	282
0200	0,160	95	1400	0,530	280
0300	0,132	80	1500	0,552	268
0400	0,132	85	1600	0,570	250
0500	0,140	95	1700	0,596	205
0600	0,160	100	1800	0,604	168
0700	0,254	118	1900	0,570	140
0800	0,360	136	2000	0,552	130
0900	0,446	170	2100	0,474	146
1000	0,474	220	2200	0,412	158
1100	0,482	250	2300	0,372	154

Resposta: $V = 6110 \text{ m}^3$

- 11-4** Que volume deve ter um tanque de equalização projetado para atenuar as variações de vazão e de DBO mostradas na tabela abaixo? Os valores dados são médias horárias.

Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)	Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)
0000	0,0875	110	1200	0,135	160
0100	0,0700	81	1300	0,129	150
0200	0,0525	53	1400	0,123	140
0300	0,0414	35	1500	0,111	135
0400	0,0334	32	1600	0,103	130
0500	0,0318	42	1700	0,104	120
0600	0,0382	66	1800	0,105	125
0700	0,0653	92	1900	0,116	150
0800	0,113	125	2000	0,127	200
0900	0,131	140	2100	0,128	215
1000	0,135	150	2200	0,121	170
1100	0,137	155	2300	0,110	130

- 11-5** Uma estação de tratamento exige um tanque de equalização capaz de atenuar as variações na vazão e na DBO. A tabela abaixo lista os valores típicos de vazão e de DBO₅ ao longo de um período de 24 horas. Qual é o volume do tanque (em metros cúbicos) capaz de ajustar a vazão de saída uniforme e igual à vazão de entrada média diária?

Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)	Hora	Vazão (m ³ · s ⁻¹)	DBO ₅ (mg · L ⁻¹)
0000	0,0012	50	1200	0,0041	290
0100	0,0011	34	1300	0,0041	290
0200	0,0009	30	1400	0,0042	275
0300	0,0009	30	1500	0,0038	225
0400	0,0009	33	1600	0,0033	170
0500	0,0013	55	1700	0,0039	180
0600	0,0018	73	1800	0,0046	190
0700	0,0026	110	1900	0,0046	190
0800	0,0033	150	2000	0,0044	190
0900	0,0039	195	2100	0,0034	160
1000	0,0047	235	2200	0,0031	125
1100	0,0044	265	2300	0,0020	80

- 11-6** Calcule e elabore um gráfico das cargas horária de DBO equalizada e não equalizada na estação de tratamento descrita no Exercício 11-3. Utilizando os cálculos e a curva, calcule as relações entre carga mássica de DBO e o valor do pico à média, do mínimo à média e do pico ao mínimo.

Resposta:

	Não equalizada	Equalizada
Pico à média	1,97	1,47
Mínimo à média	0,14	0,63
Pico ao mínimo	14,05	2,34

- 11-7** Repita o Exercício 11-6 usando os dados do Exercício 11-4.

- 11-8** Repita o Exercício 11-6 usando os dados do Exercício 11-5.

- 11-9** Calcule as dimensões de um sedimentador primário para a vazão média dada no Exercício 11-3. A taxa de aplicação é $26,0 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$ e o tempo de detenção é 2 horas. Qual seria a taxa de aplicação para a vazão máxima não equalizada? Suponha que sejam construídos 15 tanques com relação comprimento:largura igual a 4,7.

Resposta: Dimensões do tanque: 15 tanques com 2,17 m de profundidade, 4,34 m de largura e 20,4 m de comprimento, cada um. A taxa de aplicação máxima é $39,3 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$.

- 11-10** Calcule a área superficial de um sedimentador primário que deve receber vazão horária máxima de $0,570 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, com uma taxa de aplicação de $60,0 \text{ m} \cdot \text{dia}^{-1}$. Se a profundidade efetiva do tanque é 3,0 m, qual é o tempo de detenção hidráulico teórico?

Resposta: área superficial = 820,80, ou 821 m^2 ; $t_0 = 1,2 \text{ h}$

- 11-11** Um tanque de equalização foi instalado antes do sedimentador primário do Exercício 11-10, reduzindo a vazão para $0,400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Quais são os novos valores da taxa de aplicação e do tempo de detenção?

- 11-12** A DBO₅ do afluente a um sedimentador primário é $345 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A vazão média é $0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Se a eficiência da remoção da DBO₅ é 30%, quantos quilogramas de DBO₅ são removidos no tanque, a cada dia?

- 11-13** Com base nas hipóteses feitas no Exemplo 11-4, os valores das constantes de crescimento calculados segundo a regra prática descrita e a suposição de que a DBO₅ afluente é reduzida em 32,0% no sedimentador primário, calcule o volume do líquido em um reator biológico utilizado para tratar a água no Exercício 11-3. Suponha que o valor de SSVLM seja $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Resposta: $V = 4032$, ou 4000 m^3

- 11-14** Repita o Exercício 11-13 para o efluente do Exercício 11-4.

- 11-15** Repita o Exercício 11-13 para o efluente do Exercício 11-5.

- 11-16** Utilizando um programa de geração de planilhas, refaça o Exemplo 11-4 para os valores de SSVLM fornecidos: $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $1500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $2500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

- 11-17** Utilizando um programa de geração de planilhas e os dados fornecidos no Exemplo 11-4, calcule a concentração efetiva de SSVLM na DBO₅ solúvel (S) do efluente. Suponha que o volume do reator biológico permaneça constante, em 970 m^3 . Utilize os mesmos valores de SSVLM fornecidos no Exercício 11-16.

- 11-18** Uma estação de tratamento por lodo ativado tem relação A/M igual a $0,200 \text{ dia}^{-1}$, vazão de $0,4380 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, DBO₅ no afluente após a sedimentação primária de $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e SSVLM de $2200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, qual é o volume do reator biológico?

Resposta: Volume = $1,29 \times 10^4 \text{ m}^3$

- 11-19** Dois reatores de lodo ativado funcionam em série. Os dois são idênticos, com 7,0 m de largura, 30,0 m de comprimento e 4,3 m de profundidade útil. Os parâmetros de operação da unidade são:

$$\begin{aligned} \text{Vazão} &= 0,0796 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} & \text{SSVLM} &= 1500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{DBO}_5 \text{ solúvel após a sedimentação primária} &= 130 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} & \text{SSLM} &= 1,40 \text{ (SSVLM)} \end{aligned}$$

Calcule o período de aeração e a relação A/M .

Resposta: período de aeração = 6,3 h; $A/M = 0,33 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$

- 11-20** Um hospital com 500 leitos tem uma pequena unidade de tratamento de lodo ativado para purificar os efluentes que produz. A vazão diária média de efluentes é $1200 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$ por leito, e a DBO_5 solúvel média após a sedimentação primária é $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O reator biológico tem 10,0 m de largura, 10,0 m de comprimento e 4,5 m de profundidade (medidas efetivas). Os parâmetros de operação da unidade são:

$$\begin{aligned} \text{SSVLM} &= 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{SSLM} &= 1,20 \text{ (SSVLM)} \\ \text{Concentração de sólidos no lodo recirculado} &= 12.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

Calcule o período de aeração e a relação A/M .

- 11-21** Uma unidade de processamento de camarões gera $0,012 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de efluentes a cada dia. Estes efluentes são tratados em uma estação por lodo ativado. A DBO_5 média do efluente antes da sedimentação primária é $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O reator biológico tem 8,0 m de largura, 8,0 m de comprimento e 5,0 m de profundidade (medidas efetivas). As especificações de operação da estação são:

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 \text{ solúvel após a sedimentação primária} &= 966 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{SSVLM} &= 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{MSLL} &= 1,25 \text{ (SSVLM)} \\ \text{Volume do lodo sedimentado após 30 min} &= 225,0 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{Temperatura no reator biológico} &= 15^\circ\text{C} \end{aligned}$$

Calcule o período de aeração e a relação A/M .

- 11-22** Com base nas hipóteses apresentadas, calcule a idade do lodo, a vazão do excedente celular e a vazão de lodo recirculado nos tanques descritos no Exercício 11-19.

$$\begin{aligned} \text{Sólidos suspensos no efluente} &= \text{desprezível} & \text{Velocidade do decaimento bacteriano} &= 0,040 \text{ dia}^{-1} \\ \text{O descarte do lodo é feito do tanque} & & \text{DBO}_5 \text{ no efluente} &= 5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ (solúvel)} \\ \text{de aeração} & & \text{Concentração de sólidos no lodo} & \\ \text{Coeficiente de produção} &= 0,40 & \text{recirculado} &= 9130 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \end{aligned}$$

Resposta: $\theta_c = 11,50$ dias; $Q_w = 0,00182 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $Q_r = 0,0214 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

- 11-23** Utilizando as hipóteses apresentadas, calcule o tempo de retenção dos sólidos e a vazão excedente de células para o hospital descrito no Exercício 11-20.

$$\begin{aligned} \text{Sólidos suspensos no efluente} &= 30,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} & \text{Velocidade do decaimento bacteriano} &= 0,060 \text{ dia}^{-1} \\ \text{O descarte do lodo é feito da} & & \text{Fração inerte de sólidos suspensos} &= 66,67\% \\ \text{linha de recirculação de lodo} & & \text{DBO permitida no efluente} &= 30,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{Coeficiente de produção} &= 0,60 & & \end{aligned}$$

- 11-24** Utilizando as hipóteses apresentadas, calcule o tempo de retenção dos sólidos, a vazão excedente de células e a vazão de lodo recirculado na ETE da unidade de processamento de camarão (Exercício 11-21):

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 \text{ permitida no efluente} &= 25,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{Sólidos suspensos no efluente} &= 30,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{O descarte do lodo é feito a partir da linha de recirculação do lodo;} & \\ \text{Coeficiente de produção} &= 0,50 \text{ mg SSV por mg de} \\ \text{DBO}_5 \text{ removida} & \\ \text{Taxa de decaimento de microrganismos} &= 0,075 \text{ dia}^{-1} \\ \text{Fração inerte de sólidos suspensos} &= 30,0\% \end{aligned}$$

- 11-25** Calcule a produção diária e anual de lodo primário em uma ETE com as seguintes especificações de operação:

Vazão = $0,0500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Densidade relativa dos sólidos voláteis = 0,970
Sólidos suspensos no afluente = $155,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	Sólidos fixos = 30,0%
Eficiência na remoção = 53,0%	Densidade relativa dos sólidos fixos = 2,50
Sólidos voláteis = 70,0%	Concentração de sólidos no lodo = 4,50%

Resposta: $V_{\text{lodo}} = 7,83 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, ou $2860 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$

- 11-26** Refaça o Exercício 11-25 utilizando os dados fornecidos:

Vazão = $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Sólidos voláteis = 68,0%
Sólidos suspensos no influente = $179,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	Densidade relativa dos sólidos fixos = 0,999
Eficiência na remoção = 47,0%	Sólidos fixos = 32,0%
Concentração do lodo = 5,20%	Densidade aparente dos sólidos voláteis = 2,50

- 11-27** Utilizando um programa de geração de planilhas e os dados fornecidos no Exercício 11-26, calcule a produção de lodo diária e anual para os seguintes valores de eficiência na remoção: 40%, 45%, 50%, 55%, 60% e 65%. Elabore um gráfico da produção anual de lodo como função da eficiência de remoção.

- 11-28** Uma ETE produz lodo espessado contendo 3,8% de sólidos suspensos a uma vazão de $33 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$. O engenheiro responsável estuda a possibilidade de instalar um filtro-prensa capaz de gerar uma concentração de sólidos de 24%. Calcule a redução de volume anual com a instalação do filtro.

Resposta: 10.138, ou $10.000 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$

- 11-29** Um digestor anaeróbico produz $13 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de lodo com concentração de sólidos suspensos de 7,8%. Qual volume de lodo precisa ser descartado a cada ano se os leitos de secagem em areia geram um lodo com 35% de sólidos?

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 11-1** Se a agência reguladora de seu estado exige o tratamento terciário de efluentes domésticos, quais processos devem precedê-lo (se houver alguma)?
- 11-2** Qual é a finalidade da recirculação e como ela difere do lodo recirculado?
- 11-3** Qual dos cenários abaixo tem o maior custo associado ao descarte do lodo?
- $\theta_c = 3$ dias
 - $\theta_c = 10$ dias
- 11-4** É possível desnitrificar um efluente contendo apenas NH_4 em pH 7,00 utilizando-se apenas oxigênio puro por borbulhamento? Explique sua resposta.

REFERÊNCIAS

- Adler, J. H. (2002) "Fables of the Cuyahoga: Reconstructing a History of Environmental Protection," *Fordham Environmental Law Journal*, 14: 89–146.
- American Rivers (1999) *Anniversary of Cuyahoga River Burning*, <http://www.amrivers.org/pressrelease/presscuyahoga6.21.99.html>
- Benefield, L. D., and C. W. Randall (1980) *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, pp. 322–24, 338–40, 353–54.
- Caldwell, D. H., D. S. Parker, and W. R. Uhte (1973) *Upgrading Lagoons*, U.S. Environmental Protection Agency Technology Transfer Publication, Washington, DC.
- Case (2004) "Myths Surrounding Cuyahoga River Fire 35 Years Ago Stoked Country's Environmental Movement," *Case Western Reserve University News*, http://www.case.edu/news/2004/10-04/cuyahoga_fire.htm

- CFR (1993) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §131.36.
- CFR (2005) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §133.102.
- CFR (2006) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §413.02, §464.02, §467.02, and §469.12.
- Comeau, Y., K. J. Hall, R. E. W. Hancock, and W. K. Oldham (1986) "Biochemical Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal," *Water Research*, 20(12): 1511–1522.
- CPD (1926) "River Fire Rolls under Baltimore," *Cleveland Plain Dealer*, June 9.
- CPD (1952) "Oil Slick Fire Ruins Flats Shipyard; Flames Hit Drydocks, Three Tugs," *Cleveland Plain Dealer*, November 2.
- Davis, M. L. (2010) *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*, McGraw-Hill, New York.
- Ehlers, V. M., and E. W. Steel (1943) *Municipal and Rural Sanitation*, McGraw-Hill, New York, 1943.
- Erickson, A. E., B. G. Ellis, J. M. Tiedje, et al. (1974) *Soil Modification for Denitrification and Phosphate Reduction of Feedlot Waste*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA Pub. No. 660/2-74-057, Washington, DC.
- GLUMRB (2004) *Recommended Standards for Wastewater Facilities*, Great Lakes-Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers, Health Education Service, Inc., Albany, NY, pp. 70–74.
- Hayward, S. (2001) "Crossroads, It's Earthday," *Milwaukee Journal Sentinel*, April 22.
- Heukeleian, H., H. Orford, and R. Maganelli (1951) "Factors Affecting the Quantity of Sludge Production in the Activated Sludge Process," *Sewage & Industrial Wastes*, 23: 8.
- Holland, K. T., J. S. Knapp, and J. G. Shoesmith (1987) *Anaerobic Bacteria*, Chapman and Hall, New York.
- Kernan (1958) *Kernan v. American Dredging Co.*, 355 US 426, 427.
- Lawrence, A. W., and T. R. Milnes (1971) "Discussion Paper," *Journal of the Sanitary Engineering Division*, American Society of Civil Engineers, 97: 121.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, revised by G. Tchobanoglous, F. L. Burton, and H. D. Stensel, McGraw-Hill, New York, 334–335, 1126.
- Monod, J. (1949) "The Growth of Bacterial Cultures," *Annual Review of Microbiology*, 3: 371–94.
- Pound, C. E., R. W. Crites, and D. A. Griffes (1976) *Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents, Design Factors I*, U.S. Environmental Protection Agency Technology Transfer Seminar Publication, Washington, DC.
- Sawyer, C. N. (1956) "Bacterial Nutrition and Synthesis," *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes*, 1: 3.
- Shahriari, H., C. Eskicioglu, and R. L. Droste (2006) "Simulating Activated Sludge System by Simpleto-Advanced Models," *Journal of Environmental Engineering*, American Society of Civil Engineers, 132: 42–50.
- Shimp, G. F., D. M. Bond, J. Sandino, and D. W. Oerke (1995) "Biosolids Budgets," *Water Environment & Technology*, November, pp. 44–49.
- Speece, R. E. (1983) "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater," *Environmental Science and Technology*, 17: 416A–27A.
- Stephens, H. L. and H. D. Stensel (1998) "Effect of Operating Conditions on Biological Phosphorus Removal," *Water Environment Research*, 70(3): 362–369.
- UPI (1984) "Significant Progress on Water Pollution Reported," *New York Times*, February 12.
- U.S. (1974) *United States v. Ashland Oil & Transport Co.*, 504 F.2d 1317, 1326 (6th Circuit).
- U.S. EPA(1977) *Process Design Manual: Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities*, EPA Pub. No. 625/1-77-009, U.S. Environmental Protection Agency, Washington. DC, pp. 8–12.
- U.S. EPA (1979) *Environmental Pollution Control Alternatives: Municipal Wastewater*, EPA Pub. No. 625/5-79-012, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp. 33–5, 52–5.

- U.S. EPA (1996) *NPDES Permit Writers' Manual*, EPA Pub. No. 833-B-96-003, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp. 77–8.
- U.S. EPA (1997) *Response to Congress on the Use of Decentralized Wastewater Treatment Systems*, EPA Report No. 832-R-97-001b, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. EPA (2005) <http://www.epa.gov> Search: Region 10 ⇒ Homepage ⇒ NPDES Permits ⇒ Current NPDES Permits in Pacific Northwest and Alaska ⇒ Current Individual NPDES Permits in Idaho.
- WEF (1998) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, Vol. 2, Manual of Practice No. 8*, Joint Task Force of the Water Environment Federation and American Society of Civil Engineers, Alexandria, VA, pp. 12–19.
- Wentzel, M. C., L. H. Lotter, R. E. Loewenthal, and G. v.R. Marais (1986) “Metabolic Behavior of *Acinetobacter* sp. In Enhanced Biological Phosphorous Removal—A Biochemical Model,” *Water*, South African, 12: 209.

A poluição atmosférica

Estudo de caso: A névoa	578
12-1 INTRODUÇÃO	579
A perspectiva da poluição atmosférica	579
12-2 OS ASPECTOS FUNDAMENTAIS	579
As relações de pressão e as unidades de medida	579
O caráter relativo das unidades de medida	579
A expansão e a compressão adiabáticas	579
12-3 LEGISLAÇÃO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.	580
Legislação Brasileira	585
12-4 OS EFEITOS DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS	585
Os efeitos nos materiais	585
Os efeitos na vegetação	586
Os efeitos para a saúde	588
12-5 A ORIGEM E O DESTINO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS	592
O monóxido de carbono	592
Os poluentes atmosféricos perigosos (PAPs)	593
O chumbo	593
O dióxido de nitrogênio	593
Os oxidantes fotoquímicos	594
Os óxidos de enxofre	594
Os particulados	596
12-6 AS ESCALAS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	598
A poluição atmosférica em ambientes internos	598
A chuva ácida	602
A redução da camada de ozônio	603
O aquecimento global	605
12-7 A METEOROLOGIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	613
O funcionamento da atmosfera	613
A turbulência	614
A estabilidade	615
Os efeitos da topografia	617
12-8 A DISPERSÃO ATMOSFÉRICA	619
Os fatores que afetam a dispersão dos poluentes atmosféricos	619
A modelagem da dispersão	620
12-9 O MODELO DA QUALIDADE DO AR EM AMBIENTES INTERNOS	627

12-10	O CONTROLE DA POLUIÇÃO EMITIDA POR FONTES ESTACIONÁRIAS	629
	Os poluentes gasosos	629
	A dessulfurização de gases de combustão	632
	As tecnologias utilizadas no controle de óxidos de nitrogênio	633
	Os poluentes particulados	634
	As tecnologias de controle do mercúrio	637
12-11	O CONTROLE DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE FONTES MÓVEIS	638
	Os princípios básicos dos motores	638
	O controle das emissões de automóveis	641
12-12	A MINIMIZAÇÃO DE EMISSÕES EM BUSCA DA SUSTENTABILIDADE	642
	REVISÃO DO CAPÍTULO	643
	EXERCÍCIOS	644
	QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	646
	REFERÊNCIAS	646



Estudo de caso

A névoa

A névoa cobriu Donora, na Pensilvânia, em uma terça-feira, dia 26/10/1948. O outono sempre foi a estação nevoenta. As névoas mais intensas ocorriam em outubro. Portanto, o fenômeno não era um imprevisto. O céu, típico da estação, estava sempre encoberto e calmo.

A localidade de Donora está localizada em um vale. Três lados da cidade são cercados de escarpas que se erguem abruptamente a 140 m de altura e colinas ainda mais altas logo além. Muitos dos 12.300 habitantes da cidade trabalhavam em uma das três indústrias locais: uma siderúrgica, uma fábrica de fios e cabos, e uma unidade de produção de zinco e ácido sulfúrico.

Na quinta-feira, a névoa persistia forte, e os moradores mal conseguiam ver as casas do outro lado da rua. Até as fábricas estavam ocultas por trás da névoa. Apenas as chaminés eram visíveis. Foi na tarde de sexta-feira que o primeiro paciente procurou uma clínica médica. Ele tinha asma, e procurava assistência por conta do incômodo causado pela névoa de outono. Alguns minutos após o atendimento, o segundo paciente chegou, com sinais de falta de ar e muita tosse. O telefone começou a tocar, a todo o instante. A recepcionista mal colocava o fone no gancho, ele tocava de novo. As chamadas ocorreram a noite toda. Todos os pacientes descreviam os mesmos sintomas: fortes dores de cabeça, náuseas, vômitos, dificuldade de respirar e tosse com expectorado sanguinolento. Alguns pacientes eram asmáticos, mas muitos jamais haviam se incomodado com a névoa no passado.

À 1h30 da manhã de sábado, o Sr. Ceh faleceu. Na segunda-feira à noite, quando começou a chover e o ar se limpou, 17 pessoas haviam morrido.

Após o ocorrido, o serviço de saúde pública dos Estados Unidos enviou nove engenheiros, sete médicos, seis enfermeiras, cinco químicos, três estatísticos, dois meteorologistas, dois dentistas e um veterinário para investigar os fatos. A conclusão foi que as mortes teriam sido causadas por concentrações elevadas de uma combinação de flúor, cloro, sulfeto de hidrogênio, óxido de cádmio e dióxido de enxofre no ar. Milhares de pessoas adoeceram devido à poluição (Roueché, 1954).

Este episódio foi um dos dois eventos que marcou o início dos esforços pela regulamentação do controle da poluição atmosférica nos Estados Unidos.

12-1 INTRODUÇÃO

A perspectiva da poluição atmosférica

A poluição atmosférica é uma questão séria de saúde pública, considerando as escalas micro, meso e macro. Em ambientes internos (micro escala), a poluição do ar é causada por produtos utilizados na fabricação de materiais de construção, ventilação inadequada e fatores geofísicos que podem expor as pessoas a substâncias radioativas naturais. As fontes poluidoras industriais e móveis (meso) contribuem com níveis médios de poluição atmosférica e contaminam o ar. Os efeitos da poluição atmosférica em escala global (macro) incluem o transporte de poluentes ao longo de grandes distâncias, como visto na chuva ácida e na poluição causada pelo ozônio. As fontes da poluição em escala global são capazes de alterar a atmosfera superior, como mostram a destruição da camada de ozônio e o aquecimento global. Embora os efeitos em pequena e grande escala sejam preocupantes, este capítulo se concentra na poluição atmosférica em escala intermediária (que acontece dentro da troposfera).

12-2 OS ASPECTOS FUNDAMENTAIS

As relações de pressão e as unidades de medida

As relações fundamentais envolvendo a pressão de gases e as unidades de medida usadas na discussão da poluição atmosférica foram apresentadas no Capítulo 2. As unidades mais comuns são o **micrograma por metro cúbico** ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), **partes por milhão** (ppm) e o **micrometro** (μm). Microgramas por metro cúbico e partes por milhão são unidades de concentração, usadas para indicar a concentração de um poluente gasoso. A conversão de uma em outra foi discutida no mesmo capítulo. A concentração do material particulado pode ser relatada apenas em microgramas por metro cúbico. A unidade micrometro é usada para descrever o tamanho da partícula.

O motivo por trás da escolha frequente da unidade ppm para quantificar poluentes atmosféricos está no fato de ela ser uma relação volumétrica. (Observe que, quando é utilizada para situações envolvendo a água potável ou águas residuárias, ppm representa uma relação mássica.) As variações na temperatura e na pressão não alteram a relação do volume de um gás poluente para o volume do ar que o contém. Logo, é possível comparar valores expressos em partes por milhão observados em Denver com os valores registrados em Washington, por exemplo, ou valores vistos durante o dia com aqueles observados à noite, mesmo em regiões com grandes variações térmicas, sem necessidade de realizarem-se conversões.

O caráter relativo das unidades de medida

Antes de iniciarmos o estudo sobre a poluição atmosférica, vamos examinar as aplicações práticas das unidades ppm e μm na vida diária. Por exemplo, quatro cristais de sal de cozinha contidos em uma xícara de açúcar representam, aproximadamente, 1 ppm em base volume:volume. A Figura 12-1 dá uma ideia do tamanho de um micrometro. Observe que um fio de cabelo tem diâmetro médio perto de 80 μm .

A expansão e a compressão adiabáticas

A meteorologia da poluição atmosférica é, em parte, consequência dos processos dinâmicos que ocorrem na atmosfera, entre os quais estão as transformações adiabáticas, a expansão e a compressão. Um **processo adiabático** ocorre sem a adição ou a remoção de calor, e é lento o bastante de modo que pode-se considerar que o gás esteja em equilíbrio em todos os momentos.

Por exemplo, consideremos o conjunto de pistão e cilindro mostrado na Figura 12-2. Suponhamos que ambos tenham isolamento térmico perfeito. O gás no interior do cilindro está na pressão P . Uma força F , igual ao produto da pressão do gás pela área do pistão A , precisa ser aplicada a este, para manter-se o equilíbrio. Aumentando-se a força sobre o pistão, este realiza trabalho sobre o gás e a pressão sobe. Uma vez que não há fluxo de calor para o interior do pistão

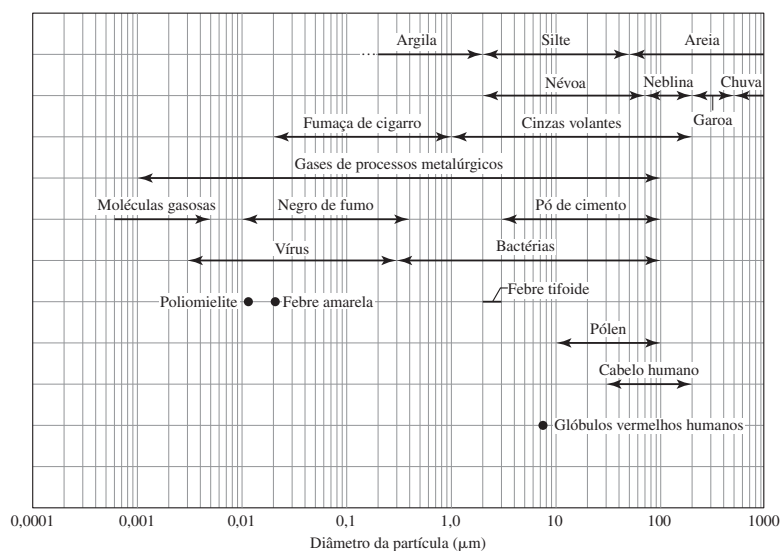


FIGURA 12-1 Tamanhos relativos de partículas.

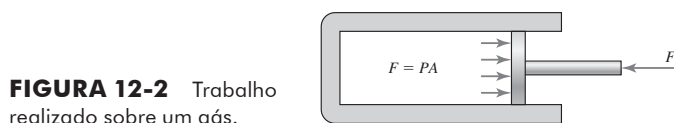


FIGURA 12-2 Trabalho realizado sobre um gás.

ou deste para a vizinhança do sistema, o trabalho realizado eleva a energia térmica do gás, de acordo com a primeira lei da termodinâmica (Equação 4-41):

Calor adicionado ao gás = aumento na energia térmica + trabalho realizado sobre ou pelo gás

O membro esquerdo da equação é nulo (o processo é adiabático). Portanto, o aumento na energia térmica é igual ao trabalho realizado. A elevação na energia térmica é expressa pelo aumento da temperatura do gás. Na situação inversa, se o processo adiabático sofrido pelo gás for a expansão, então sua temperatura cai.

12-3 LEGISLAÇÃO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A Lei do Ar Limpo de 1970 (Air Act) exige que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) investigue os efeitos de qualquer poluente emitido por fontes estacionárias ou móveis capazes de afetar a saúde humana ou o meio ambiente. A agência se baseia nestes estudos para definir os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (*National Ambient Air Quality Standards*, NAAQS), os quais são válidos para o ar no ambiente externo. A agência denomina **poluentes aéreos critérios** os contaminantes listados na Tabela 12-1, apoiada no fato de estas substâncias causarem problemas à saúde. O **padrão primário** foi estabelecido para proteger a saúde humana, considerando-se uma “margem de segurança adequada”. Os **padrões secundários** têm o objetivo de impedir danos ao meio ambiente e a imóveis. Em 1987, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos revisou os valores dos NAAQS. O padrão para os hidrocarbonetos foi abandonado, e o padrão para particulados totais em suspensão (PTS) foi substituído tomando-se por base a massa de material particulado com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 10 μm . Este padrão é chamado de MP_{10} . Em 1997, o critério $\text{MP}_{2,5}$ foi adotado, seguindo a mesma lógica.

TABELA 12-1 Critérios Nacionais de Qualidade do Ar dos Estados Unidos

Poluente critério	Padrão	Concentração		Período e cálculo da média	Exceções permitidas ^a
		$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	ppm		
CO	Primário	10.000	9	Média em 8 h	Uma vez ao ano
	Primário	40.000	35	Média em 1 h	Uma vez ao ano
Chumbo	Primário e secundário	0,15	N/D	Média aritmética máxima medida em um trimestre	^f
NO ₂	Primário e secundário	100	0,053	Média aritmética anual	
NO ₂	Primário e secundário	189	0,100	Média em 1 h	^e
Ozônio	Primário e secundário	235	0,12	Média horária máxima ^b	Uma vez ao ano
Ozônio	Primário e secundário	147	0,075	Média em 8 h	^c
Material particulado (MP ₁₀) ^d	Primário e secundário	150	N/D	Média em 24 h	Um dia por ano
MP _{2,5}	Primário e secundário	35	N/D	Média em 24 h	^e
SO ₂		15	N/D	Média aritmética anual	^f
	Primário	80	0,03	Média aritmética anual	
	Primário	365	0,14	Concentração máxima em 24 h	Uma vez ao ano
SO ₂	Primário	1.950	0,75	Concentração máxima em 1 h	^g

^aAs exceções aceitáveis podem ser um valor médio ao longo de diversos anos.
^bO valor do NAAQS de 1 h não é válido para uma área um ano após a data para a efetivação do valor de ozônio de 8 h. Na maioria das áreas, a data de designação foi 15/6/2004.
^cQuarta concentração média mais alta em período de 3 anos.
^dO critério do material particulado é válido para partículas com diâmetro aerodinâmico $\leq 10 \mu\text{m}$.
^eMédia de três anos do 98º percentil das concentrações de 24 horas.
^fMédia anual ponderada dos valores médios em três anos.
^gMédia de três anos do 99º percentil da média das máximas diárias de 1 hora.
Fonte: Code of Federal Regulations, 40 CFR 50.4-50.12 e 69 FR 23996.

Os estados norte-americanos são distribuídos em regiões de controle de qualidade do ar (RCQAs). Uma RCQA que tenha qualidade do ar igual ou melhor do que o padrão primário é denominada **área de atendimento**. Já as áreas que não atendem aos padrões primários são chamadas de **áreas de não atendimento**.

Segundo a Lei do Ar Limpo dos Estados Unidos de 1970, a Agência de Proteção Ambiental daquele país estabelece regulamentações para **poluentes atmosféricos perigosos** (PAPs), com base em uma abordagem de risco. Estas regulamentações foram chamadas de Padrões Nacionais de Emissão de Poluentes Perigosos (*National Emission Standards for Hazardous Pollutants*, NESHAPs). Por conta da dificuldade de a agência definir uma “margem de segurança ampla”, como manda a lei, somente sete PAPs foram regulamentados entre 1970 e 1990: o amianto, o arsênico, o benzeno, o berílio, o mercúrio, o cloreto de vinila e os radionuclídeos. As emendas constitucionais à lei, promulgadas em 1990, orientam a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos a definir um programa de controle de emissões de PAPs com base em tecnologias existentes para 189 compostos (Tabela 12-2). A agência define a flexibilização das emissões fundamentada na **tecnologia máxima de controle possível** (*maximum achievable control technology*, MACT) para 174 categorias de fontes poluidoras industriais capazes de emitir 9,08 Mg ao ano de um PAP, ou 22,7 Mg ao ano de uma combinação de PAPs. Uma MACT também contempla variações de processo, substituições de materiais ou equipamentos de controle de poluição atmosférica.

TABELA 12-2 Lista de poluentes atmosféricos perigosos (PAPs)*

Acetaldeído	2,4-D, sais e ésteres	Hexametilfosforamida
Acetamida	DDE	Hexano
Acetonitrila	Diazometano	Hidrazina
Acetofenona	Dibenzofuranos	Ácido clorídrico
2-Acetilaminofluoreno	1,2-Dibromo-3-cloropropano	ácido fluorídrico
Acroleína	Dibutilftalato	Hidroquinona
Acrilamida	1,4-Diclorobenzeno	Isoforona
Ácido acrílico	3,3-Diclorobenzideno	Lindano (e seus isômeros)
Acrilonitrila	Éter dicloro etílico	Anidrido maleico
Cloreto de alila	[Bis(2-cloroetil)éter]	Metanol
4-Aminobifenila	1,3-Dicloropropeno	Metoxicloro
Anilina	Diclorvos	Brometo de Metila (bromometano)
o-Anisidina (o-metoxianilina)	Dietanolamina	Cloreto de Metila (clorometano)
Amianto	N,N-Dietil anilina (N,N-Dimetilanilina)	1,1,1-Tricloroetano (Metil clorofórmio)
Benzeno (inclusive presente na gasolina)	Dietil sulfato	Metil etil cetona (2-Butanona)
Benzidina	3,3-Dimetoxibenzidina	Metil hidrazina
Benzotricloreto (triclorometilbenzeno)	Dimetil aminoazobenzeno	Iodeto de Metila (iodometano)
Cloreto de benzila	3,3'-Dimetil benzidina	Metil isobutil cetona (Hexona) (MIBK)
Bifenila	Cloreto de Dimetil carbamoil	isocianato de Metila
Bis(2-etil-hexil)ftalato (DEHP)	Dimetil formamida	metacrilato de Metila
Bis(clorometil) éter	1,1-Dimetil hidrazina	Éter Metil-terc-butílico
Bromofórmio	Dimetil ftalato	4,4-Metileno bis(2-cloranilina)
1,3-Butadieno	Dimetil sulfato	Cloreto de metileno (Diclorometano)
Cianamida de cálcio	4,6-Dinitro-o-cresol, e seus sais	Metileno difenil diisocianato (MDI)
Caprolactama	2,4-Dinitrofenol	4,4'-Metilenodianilina
Captan	2,4-Dinitrotolueno	Naftaleno
Carbaril	1,4-Dioxano (1,4-Dietileno-óxido)	Nitrobenzeno
Dissulfeto de carbono	1,2-Difenilhidrazina	4-Nitrobifenila
Tetracloroeto de carbono	Epiclorohidrina (1-cloro-2,3-epoxipropeno)	4-Nitrofenol
Sulfeto de carbonila	1,2-Epoxibutano	2-Nitropropano
Catecol	Acrilato de Etila	N-Nitroso-N-metil-ureia
3-Amino-2,5-dichlorobenzoic acid (Chloramben)	Etil benzeno	N-Nitrosodimetilamina
Clordano	Carbamato de Etila (uretano)	N-Nitrosomorfolina
Cloro	Cloreto de Etila (cloroetano)	Paration
Ácido cloroacético	Brometo de Etila (dibromoetano)	Pentacloronitrobenzeno (Quintobenzeno)
2-Cloroacetofenona	1,2-Dicloroetano (dicloreto de etileno)	Pentaclorofenol
Clorobenzeno	Etileno glicol	Fenol
Clorobenzilato	Etilenoimina (Aziridina)	p-Fenilenodiamina
Clorofórmio	Óxido de etileno	Fosgênio
Clorometil metil éter	Etileno-tio-ureia	Fosfina
Cloropreno (2-cloro-1,3-butadieno)	1,1-Dicloroetano	Fósforo
Cresols/ ácido cresílico (isômeros e misturas)	Formaldeído	Anidrido ftálico
o-Cresol (1-hidroxi-2-metilbenzeno)	Heptaclor	Bifenilas policloradas (Aroclors)
m-Cresol	Hexaclorobenzeno	1,3-Propano sultona
p-Cresol	Hexaclorobutadieno	Beta-Propiolactona
cumeno	Hexaclorociclopentadieno	Propionaldeído
	Hexacloroetano	Propoxur (Baygon)
	1,6-di-isocianato de Hexametileno-	

*N. de R. T.: No Brasil a Portaria Interministerial nº 9 de 07/10/14 publica a “Lista Nacional de Agentes Cancerígenos para Humanos (LINACH)”, como referência para formulação de políticas públicas, onde estão listados a maioria dos compostos que aparecem nesta tabela.

TABELA 12-2 Continuação

1,2-Dicloropropano (Dicloreto de propileno)	Toxafeno (camfeno clorado)	Compostos de arsênico (inorgânicos, inclusive a arsina)
Óxido de propileno	1,2,4-Triclorobenzeno	Compostos de berílio
1,2-Propilenimina (2-Metil aziridina)	1,1,2-Tricloroetano	Compostos de cádmio
Quinolina	Tricloroetileno	Compostos de cromo
Quinona	2,4,5-Triclorofenol	Compostos de cobalto
Estireno	2,4,6-Triclorofenol	Emissões de altos-fornos
Óxido de estireno	Trifluralina	Compostos de cianeto ^a
2,3,7,8-Tetraclorodibenzo- <i>p</i> -dioxina	2,2,4-Trimetilpentano	Éteres de glicol ^b
1,1,2,2-Tetracloroetano	Acetato de vinila	Compostos de chumbo
Tetracloroetileno	Brometo de vinila	Compostos de manganês
(Percloroetileno)	Cloreto de vinila	Compostos de mercúrio
Tetracloroeto de titânio	1,1-Dicloroetileno(Cloreto de vinildeno)	Fibras minerais finas ^c
Tolueno	Xilenos (seus isômeros e misturas)	Compostos de níquel
2,4-Tolueno diamina	<i>o</i> -Xilenos	Matéria orgânica polinuclear ^d
2,4-Tolueno diisocianato	<i>m</i> -Xilenos	Radionuclídeos (inclusive o radônio) ^e
<i>o</i> -Toluidina	<i>p</i> -Xilenos	Compostos de selênio
	Compostos de antimônio	

^a X'CN onde X = H' ou qualquer outro grupo no qual uma dissociação formal ocorre. Por exemplo, o KCN e o Ca(CN)₂.

^b Inclui mono- e di-éteres de etileno glicol, o dietileno glicol e o trietileno glicol R-(OCH₂CH₂)_n-OR', onde n = 1, 2 ou 3. R = grupos alquila ou arila

R' = R, H ou grupos que, quando removidos, geram éteres de glicol com a estrutura R-(OCH₂CH)_n-OH. Os polímeros são excluídos da categoria glicol.

^c Inclui as emissões de fibras minerais de instalações de produção ou processamento fibras de vidro, de rocha ou de escória (ou qualquer outro mineral derivado das fibras) com diâmetro médio de 1 micrometro ou menos.

^d Inclui compostos orgânicos com mais de um anel aromático e ponto de ebulição maior ou igual a 110°C.

^e Tipo de átomo que sofre decaimento radioativo espontâneo.

Observação: para todas as listas que contêm a palavra *compostos* e para os éteres de glicol, a regra válida estipula que, a menos que dito em contrário, estas listas incluem qualquer substância química que contenha o nome químico (por exemplo, antimônio, arsênico, etc.) como parte da estrutura do composto.

Fonte: Public Law 101-549, 15/11/1990.

Os padrões de emissões estabelecem limites de quantidades ou concentrações de um ou mais contaminantes liberados por determinada fonte. Em 1971, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos publicou uma lista definitiva de padrões para algumas fontes estacionárias mais representativas. Os cinco primeiros setores industriais a serem regulamentados pelos Novos Padrões de Desempenho de Fontes Poluidoras (*New Source Performance Standards*, NSPS) incluíam usinas termoeletricas e incineradores, além de fábricas de cimento, de ácido nítrico e de ácido sulfúrico. Exemplos de NSPS emitidos por termoeletricas são mostrados na Tabela 12-3.

Os padrões federais de emissões de veículos automotivos são expressos em gramas de poluente por milha de condução. Estes padrões são agrupados em dois segmentos, o primeiro para os carros produzidos entre 1994 e 1997, e o segundo para aqueles fabricados entre 2004 e 2009. Os padrões de emissão são válidos para veículos de passeio leves e médios, e caminhões leves. O segundo segmento é subdividido em partes que permitem às montadoras classificar a produção (chamada de frota) de forma a atender o padrão estabelecido. Em 2008, as 11 partes iniciais haviam sido reduzidas a oito, mostradas na Tabela 12-4. O segmento II, parte 5, define a média da frota. Uma vez que as emissões variam com as condições associadas à condução do veículo, um ciclo de condução padrão é definido para os testes com os carros. O ciclo original de condução, denominado Procedimento Federal de Testes, foi modificado em 1996, gerando o Procedimento Federal de Testes Complementar, o qual considera comportamentos mais agressivos na condução de veículos automotores, além do impacto do ar condicionado e das emissões após o desligamento do motor.

TABELA 12-3 Novos Padrões de Desempenho de Fontes Poluidoras para termoeletricas a carvão com capacidade para gerar mais de 73 MW – Resumo*

Padrão do SO₂
Limite de emissões: redução de 90% das emissões em potencial de SO ₂ , para 516 g · 10 ⁻⁶ kJ (1,2 lb _m /milhão de BTUs de calor gerado)
Padrão de particulados
Limite de emissões: 13 g · 10 ⁻⁶ kJ (0,03 lb _m /milhão de BTUs de geração de calor)
Padrão de NO_x
Limite de emissões para o carvão sub-betuminoso: 210 g · 10 ⁻⁶ kJ (0,50 lb _m /milhão de BTUs de calor gerado)
Limite de emissões para o carvão de antracito: 260 g · 10 ⁻⁶ kJ (0,60 lb _m /milhão de BTUs de calor gerado)

*Federal Register, 45, fevereiro de 1980, pp. 8210-8215.

TABELA 12-4 Critérios de emissões de veículos automotores adotados nos Estados Unidos (g/milha^a)

Parte	NO _x	MONM ^b	CO	HCOH ^c	MP ^d
8	0,20	0,125	4,2	0,018	0,02
7	0,15	0,090	4,2	0,018	0,02
6	0,10	0,090	4,2	0,018	0,01
5	0,07	0,090	4,2	0,018	0,01
4	0,04	0,070	2,1	0,011	0,01
3	0,03	0,055	2,1	0,011	0,01
2	0,02	0,010	2,1	0,004	0,01
1	0,00	0,000	0,0	0,000	0,00

^aPara veículos fabricados no período 2004 a 2009; vida útil total

^bMatéria orgânica não metano

^cFormaldeído

^dMaterial particulado

Fonte: Code of Federal Regulations, 40 CFR 86.1811-04, 2/11/2010.

Os padrões de emissão de gases estufa para carros de passeio são definidos abaixo (40 CFR 86.1818-12):

- Óxido nitroso ≤ 0,010 g/milha
- Metano ≤ 0,030 g/milha

O dióxido de carbono é contemplado por metas baseadas na *pegada* do veículo (considerando-se o ano de fabricação e o modelo). Por exemplo, as metas abaixo são válidas para um veículo de passeio com uma pegada menor ou igual a 41 pés quadrados (por ano de produção):

- 2012 → 244,0 g/milha
- 2013 → 237,0 g/milha
- 2014 → 228,0 g/milha
- 2015 → 217,0 g/milha
- 2016 e posteriores símbolo 206,0 g/milha

A pegada é definida como o produto da distância entre eixos pela largura de via do veículo.

Além dos padrões de emissões, o Congresso dos Estados Unidos promulgou as Diretrizes para a Economia Média de Combustíveis na Indústria (*Corporate Average Fuel Economy*, CAFE), as quais estabelecem orientações para a melhoria da eficiência energética de veículos automotores. Estas diretrizes foram promulgadas como medida de segurança nacional, para reduzir a dependência dos Estados Unidos em termos da importação de petróleo bruto. Enquanto as emissões de CO, de gás orgânico não metano e de NO_x não têm relação direta com a eficiência

do combustível, as emissões do dióxido de carbono são afetadas pelo consumo de derivados do petróleo. Como veremos mais tarde, o dióxido de carbono contribui de forma significativa com o balanço radiativo que afeta a temperatura da atmosfera.

Legislação Brasileira

No Brasil, a Lei nº 6.938/81 definiu os objetivos, princípios e instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA).

A preocupação relativa à poluição atmosférica intensificou-se na década de setenta, em função do forte crescimento econômico e industrial.

Na década posterior, com o crescimento da frota automobilística no Brasil, o Governo Federal propôs a criação de um programa de controle de poluição veicular, o que foi feito por meio da Resolução CONAMA nº 18, de 06 de maio de 1986, com a criação do Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE).

Após a instituição do PROCONVE, as atenções voltaram-se também para as emissões atmosféricas de fontes fixas. Em 1989 foi instituída então a Resolução do CONAMA de nº 05, de 15 de junho de 1989, que definiu o Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar — PRONAR — com o intuito de “permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas à melhora da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e o não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas”. A estratégia básica do PRONAR, conforme disposto na referida resolução, é de estabelecer limites nacionais para as emissões, por tipologia de fontes e poluentes prioritários, reservando o uso dos padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle. Foram previstas, ainda, outras medidas, tais como: classificação das áreas conforme o nível desejado de qualidade do ar, monitoramento, licenciamento ambiental, inventário nacional de fontes e poluentes do ar, etc.

Em 1990 a Resolução do CONAMA de nº 03, de 28 de junho, estabeleceu os novos padrões nacionais de qualidade do ar em substituição aos fixados pela Portaria Minter nº 231/76, estendendo o número de parâmetros regulamentados de quatro para sete: partículas totais, partículas inaláveis, fumaça, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio e ozônio troposférico. Adicionalmente foi introduzida na legislação a figura dos padrões secundários de qualidade do ar, mais restritivos que os primários, constituindo-se seu atendimento em meta de longo prazo.

Em 2002 a Resolução do CONAMA nº 297 criou o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT), e em 2006, por meio da Resolução 382, foram estabelecidos limites de emissão de poluentes atmosféricos para determinadas fontes estacionárias.

As disposições da PNMA têm sido continuamente normatizadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Maiores detalhes podem ser obtidos nos sites do Ministério do Meio Ambiente (www.mma.gov.br) e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (www.mma.gov.br/conama).

12-4 OS EFEITOS DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Os efeitos nos materiais

Os mecanismos da deterioração. A poluição atmosférica está por trás de cinco mecanismos de deterioração de materiais: a abrasão, a deposição e remoção, o ataque químico direto, o ataque químico indireto, e a corrosão eletromecânica (Yocum e McCaldin, 1968).

As partículas sólidas grandes o suficiente para se deslocarem a velocidades altas têm o potencial de causarem a deterioração por abrasão. Exceto pelas partículas do solo espalhadas por tempestades de areia, a maior parte das partículas atmosféricas são muito pequenas ou se deslocam a velocidades muito baixas para promoverem a abrasão.

As partículas líquidas e sólidas de pequeno porte que sedimentam em superfícies expostas não causam mais do que uma deterioração de caráter estético. Em certos monumentos e edificações visíveis ao público, como a Casa Branca, por exemplo, esta forma de deterioração não é aceitável. O processo de limpeza também acarreta danos à maioria das superfícies. É o que ocorre durante a limpeza de fachadas com jateamento abrasivo. A lavagem frequente de roupas enfraquece as fibras têxteis e pode tirar o brilho de superfícies pintadas.

As reações de solubilização e de oxidação-redução são as mais comuns no ataque químico direto. Muitas destas reações ocorrem apenas na presença de água, como por exemplo o dióxido

de enxofre e o SO_3 reagindo com o carbonato de cálcio (CaCO_3) para formar sulfato de cálcio (CaSO_4) e gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Tanto o CaSO_4 como o $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ são mais solúveis em água do que o CaCO_3 e, portanto, são lixiviados pela água da chuva. O escurecimento da prata com H_2S é um exemplo clássico de reação de oxidação-redução.

O ataque químico indireto ocorre quando os poluentes são absorvidos e reagem com algum componente do meio absorvente, formando um composto com poder destrutivo. Esta característica pode ter origem no fato de esta substância ser um agente oxidante, um agente redutor ou um solvente. Além disso, compostos destrutivos também removem ligações ativas em estruturas reticulares. O couro se torna quebradiço quando absorve SO_2 , o qual reage com o material, formando ácido sulfúrico devido à presença de pequenas quantidades de ferro no couro. O ferro atua como catalisador para a formação do ácido. Efeito semelhante é observado no papel de celulose.

As reações de oxidação-redução promovem o surgimento de diferenças de natureza física ou química nas superfícies metálicas. Estas diferenças induzem a formação de ânodos e de cátodos microscópicos. A corrosão eletroquímica é resultado da diferença de potencial gerada entre os polos destas pequenas pilhas.

Os fatores que influenciam a deterioração. A umidade, a temperatura, a luz do sol e a posição do material exposto estão entre os fatores mais importantes que determinam a velocidade da deterioração.

A umidade é essencial para a maioria dos mecanismos de deterioração. A corrosão metálica não ocorre em meios com umidade relativa abaixo de 60%, mesmo na presença de níveis relativamente elevados de SO_2 . Por outro lado, teores de umidade entre 70% e 90% promovem a corrosão independentemente da presença de poluentes atmosféricos. A chuva reduz os efeitos da corrosão induzida por poluentes, já que dilui e arrasta estes compostos.

Temperaturas do ar elevadas normalmente aumentam as velocidades de reação. Efeito análogo é observado quando as temperaturas atmosféricas baixas são acompanhadas pelo esfriamento de superfícies, a ponto de a umidade condensar.

Além do efeito oxidante da luz ultravioleta, a luz do sol atua intensificando os danos causados pela poluição atmosférica, ao fornecer a energia necessária para a formação, a decomposição e a subsequente nova síntese de poluentes. As rachaduras observadas na borracha e o desbotamento de pigmentos são atribuídos ao ozônio, gerado mediante reações fotoquímicas.

A posição da superfície exposta influencia a velocidade de deterioração, segundo duas maneiras diferentes. Na primeira, as velocidades de deposição e de lavagem dos poluentes são afetadas pela posição da superfície (vertical, horizontal ou inclinada). Na segunda, a velocidade dos danos é governada pela orientação da superfície (superior ou inferior) em relação a determinado ponto de referência. Quando a umidade é alta o bastante, o lado inferior normalmente deteriora com maior velocidade, já que a chuva não remove poluentes com grande eficiência neste local.

Os efeitos na vegetação

A anatomia das células e das folhas. As folhas das plantas são os primeiros indicadores da poluição ambiental. Por essa razão, definiremos alguns termos e explicaremos o funcionamento deste órgão vegetal. Uma célula vegetal típica tem três componentes principais: a parede celular, o protoplasto e as inclusões. A exemplo da pele humana, a parede celular é fina em plantas jovens, mas aumenta de espessura com a idade. Protoplasto é o termo utilizado para descrever o protoplasma de uma célula. Ele é composto sobretudo de água, além de proteínas, gorduras e carboidratos. O núcleo contém o material hereditário (DNA), o qual controla o funcionamento da célula. O protoplasma externo ao núcleo da célula é denominado citoplasma. É nele que se encontram os plastídeos, pequenos órgãos celulares. Exemplos de plastídeos incluem os cloroplastos, os leucoplastos, os cromoplastos e as mitocôndrias. Os cloroplastos contêm a clorofila, que utiliza a luz do sol para produzir os nutrientes necessários para o desenvolvimento vegetal. Os leucoplastos convertem o amido em grânulos. Já os cromoplastos são responsáveis pela coloração de frutas e flores.

A seção transversal de uma folha madura típica (Figura 12-3) revela a existência de três sistemas de tecidos principais: a epiderme, o mesófilo e os feixes vasculares (as veias da planta). A maioria das células que compõem a epiderme é destituída de cloroplastos. O estroma é uma espécie de abertura localizada na face inferior da folha. O mesófilo, que inclui o parênquima clorofiliano paliádico e o parênquima clorofiliano lacunoso, contém os cloroplastos e o centro

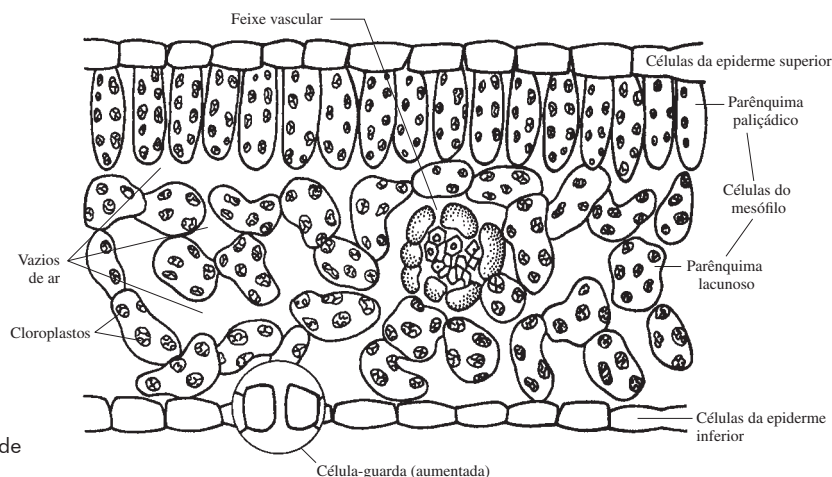


FIGURA 12-3
Seção transversal de
uma folha intacta.

de produção de nutrientes. Os feixes vasculares transportam água, minerais e nutrientes entre a folha e o caule principal da planta e *vice-versa*.

As células-guarda regulam a passagem de gases de vapor da água para o interior e o exterior da folha. Em dias quentes, ventosos e úmidos, os processos fotossintéticos e respiratórios se intensificam. As células-guarda se abrem, permitindo a saída do vapor da água que, do contrário, acumularia, em função do maior transporte de água e de minerais a partir das raízes.

Os danos causados pelos poluentes. O ozônio causa lesões nas células paliádicas (Hindawi, 1970). Os cloroplastos sofrem condensação e, com o tempo, as paredes celulares entram em colapso. Este fenômeno acarreta a formação de pontos marrom-avermelhados, os quais embranquecem após alguns dias. Estes pontos brancos são denominados *fleck*. As lesões geradas pelo ozônio parecem aumentar de intensidade em dias ensolarados, por volta do meio-dia. As células-guarda têm maiores chances de abrir nessas condições, permitindo que os poluentes entrem na folha.

A exposição contínua a 0,5 ppm de NO_2 compromete o crescimento vegetal. Níveis do óxido acima de 2,5 ppm por períodos de 4 horas ou mais induzem a **necrose**, caracterizada por manchas devido à plasmólise ou à perda de protoplasma.

As lesões causadas pelo dióxido de enxofre também são caracterizadas por necrose, porém pouco intensa. A exposição a concentrações da ordem de 0,3 ppm por 8 horas é suficiente para desencadear essas lesões (O’Gara, 1922). Exposição a níveis reduzidos por tempos prolongados geram uma modalidade difusa de clorose (branqueamento).

Os prejuízos causados pelos poluentes atmosféricos vão além dos danos superficiais às folhas. A redução da área superficial diminui a velocidade do crescimento da planta e afeta o tamanho final dos frutos. No contexto das culturas agrícolas, esses fenômenos representam uma redução de receitas para os agricultores. Contudo, para as plantas em geral, a exposição a poluentes atmosféricos tem como resultado final a morte da planta.

A decomposição do flúor na superfície das plantas não apenas causa danos, como também a acumulação do elemento nos dentes de mamíferos herbívoros, e com o tempo, o tingimento e a perda daqueles.

Os problemas de diagnóstico. Vários fatores dificultam o diagnóstico dos danos reais causados pela poluição atmosférica. Estiagens, insetos, doenças, superdosagem de herbicidas e déficits em nutrientes causam lesões semelhantes àquelas causadas pelos poluentes presentes no ar. Outro aspecto importante é que alguns poluentes, os quais são inofensivos isoladamente, induzem efeitos agudos quando atuam em combinação (Hindawi, 1970). Este efeito é denominado **sinergismo**.

Os efeitos para a saúde

As populações suscetíveis. A avaliação dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana é um processo difícil, independentemente da situação. A poluição gerada pelo tabagismo, por exemplo, expõe as pessoas a níveis de poluentes muito maiores do que aqueles registrados em ambientes naturais. De modo análogo, a exposição ocupacional também envolve doses de poluentes muito acima das concentrações encontradas ao ar livre. A extrapolação dos resultados de testes com roedores e outros animais para humanos é complexa. Por sua vez, os testes com seres humanos normalmente são realizados com pessoas que devem sobreviver, para que os resíduos possam ser mensurados, o que abre espaço para questionamentos de caráter ético. As concentrações permitidas baseadas em testes com roedores normalmente são altas. Nos casos em que estas concentrações são usadas como critério de proteção para pessoas portadoras de doenças cardiotorrespiratórias, os valores devem ser menores do que aqueles capazes de gerar os mesmos efeitos em roedores.

Vimos que os padrões da qualidade do ar foram estabelecidos para proteger a saúde pública com uma margem de segurança adequada. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), os critérios precisam proteger os indivíduos mais sensíveis. Logo, como você verá nos parágrafos abaixo, os padrões foram definidos considerando-se o menor nível de efeito observado. Esta decisão é criticada por alguns pesquisadores, para quem a construção de hospitais seria uma alternativa mais interessante do ponto de vista econômico (Connolly, 1972). Contudo, esta lógica também pode ser aplicada na definição dos limites de velocidade em uma autoestrada, isto é, aumentar o limite de velocidade, e então construir mais hospitais, ferros-velhos — e cemitérios!

A anatomia do sistema respiratório. O sistema respiratório é o primeiro indicador dos efeitos da poluição do ar nos seres humanos. Os principais órgãos envolvidos são o nariz, a faringe, a laringe, a traqueia, os brônquios e os pulmões (Figura 12-4). Os quatro primeiros formam o aparelho respiratório superior (ARS). Os principais efeitos da poluição atmosférica no ARS são a perturbação do olfato e a inativação do batimento ciliar, o qual remove muco e partículas presas. O aparelho respiratório inferior (ARI) é composto de ramificações, denominadas brônquios, além dos pulmões, formados por estruturas semelhantes a cachos de uva, chamadas de sacos alveolares.

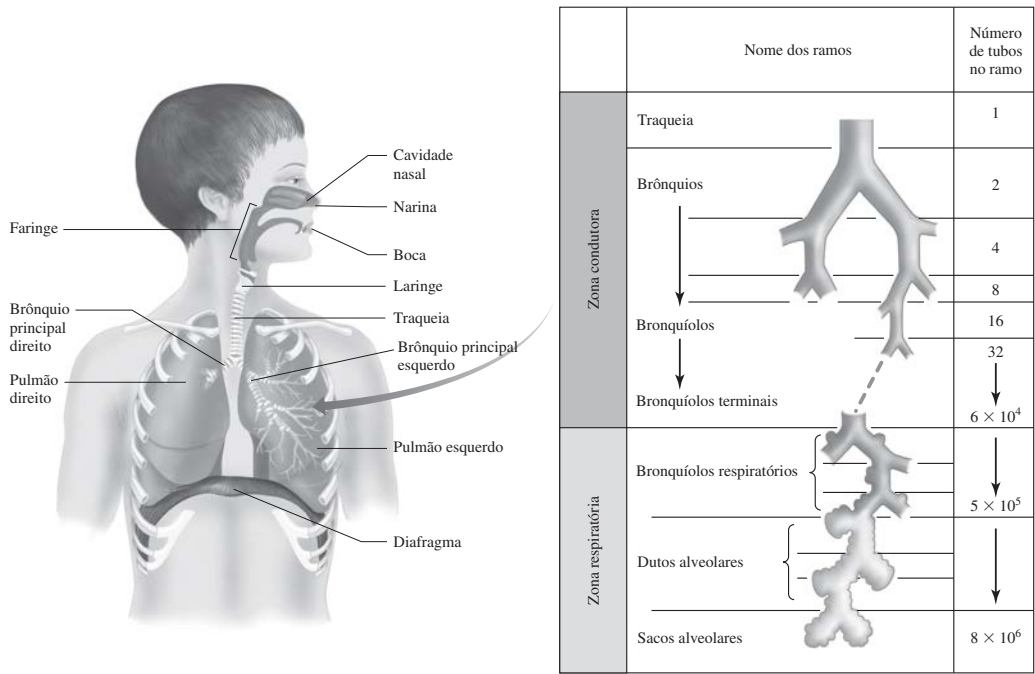


FIGURA 12-4 O sistema respiratório.

Os alvéolos têm aproximadamente 300 µm de diâmetro. Suas paredes são forradas de vasos capilares. O dióxido de carbono sofre difusão dos capilares para os alvéolos, ao passo que o oxigênio difunde destes para as hemácias. A diferença na pressão parcial faz com que estes gases se desloquem de uma região de alta pressão para uma região de pressão parcial baixa.

A inalação e a retenção de partículas. A extensão da penetração de partículas no ARI é função sobretudo do tamanho das partículas e da frequência respiratória. Partículas com mais de 5 µm a 10 µm de diâmetro são retidas nos pelos das narinas. Os espirros também são úteis na finalidade de impedir a entrada dessas partículas no organismo. Já as partículas com 1 µm a 2 µm de diâmetro conseguem adentrar os alvéolos, já que são pequenas o bastante para vencer as barreiras de entrada e a tendência de deposição no ARS. Contudo, elas são grandes o suficiente, de modo que a velocidade terminal destas partículas permita que se alojem em locais onde podem causar danos graves. As partículas com menos de 0,5 µm difundem na parede celular dos alvéolos, mas não são grandes o bastante para desenvolverem velocidades terminais de deposição altas, as quais facilitariam a remoção. As partículas menores são as que conseguem difundir na parede celular dos alvéolos. A Figura 12-1 mostra os poluentes que caem na faixa crítica de tamanho de partícula.

As doenças respiratórias crônicas. Várias doenças persistentes do aparelho respiratório são agravadas, senão causadas, pela poluição atmosférica. A resistência das vias aéreas é definida como o estreitamento das passagens de ar devido à presença de substâncias irritantes. Este quadro dificulta a respiração. A **asma brônquica** é uma forma de resistência das vias aéreas decorrente de uma alergia. As crises de asma resultam do estreitamento dos bronquíolos por conta do aumento de volume da membrana mucosa e do espessamento das secreções. Os bronquíolos recuperam o seu tamanho normal após a crise. A **bronquite crônica** é definida com base na presença de excesso de muco nos bronquíolos e na persistência de tosse por três meses em um período de um ano, em dois anos consecutivos. O critério de exclusão no diagnóstico é a ausência de infecções respiratórias, tumores e doenças cardíacas. O **enfisema pulmonar** é caracterizado pela ruptura dos alvéolos. Nesta enfermidade, os sacos alveolares aumentam de tamanho, e perdem a resiliência*. A área superficial disponível para a troca gasosa é reduzida de forma considerável. O **câncer dos brônquios** (genericamente chamado de câncer do pulmão) é caracterizado pelo crescimento celular anormal e desordenado das células da membrana mucosa brônquica, o qual obstrui os bronquíolos, levando à morte em muitos casos.

O monóxido de carbono (CO). A exposição de seres humanos a concentrações acima de 5000 ppm deste gás incolor e inodoro é letal. O CO reage com a hemoglobina do sangue, formando carboxihemoglobina (COHb). A hemoglobina tem mais afinidade pelo CO do que pelo oxigênio. Logo, a formação de COHb priva o organismo do O₂. Quando os níveis de COHb chegam a 5% a 10%, a visão, os reflexos e a atenção são prejudicados. A exposição a 50 ppm de CO por 8 horas resulta em níveis de COHb perto de 7,5%. Quando os níveis atingem 2,5% a 3%, os portadores de doenças cardíacas perdem a capacidade de realizar determinados exercícios, como ocorre também na ausência total da COHb. O nível da COHb atinge 2,8% com a exposição a 20 ppm de CO por 8 horas (Ferris, 1978). (É importante lembrar que a concentração média de CO inalada na fumaça de cigarro está entre 200 ppm e 400 ppm!) As parcelas mais sensíveis da população incluem os portadores de doenças cardiovasculares e pulmonares crônicas. Os fetos e pessoas com enfermidades capazes de elevar a demanda de oxigênio, conforme observa-se em quadros febris devidos a infecções, também são afetadas.

Os poluentes atmosféricos perigosos (PAPs). Os estudos com trabalhadores da indústria formam a base da maior parte das informações sobre os efeitos diretos dos poluentes atmosféricos perigosos na saúde humana, também chamados de compostos tóxicos atmosféricos. De modo geral, a exposição aos PAPs no ambiente de trabalho é muito maior, em comparação com os outros ambientes. Sabe-se relativamente pouco sobre os efeitos específicos da exposição a concentrações reduzidas destes compostos, tais quais encontradas no ar ambiente.

Os PAPs regulamentados pelos Critérios Nacionais de Emissão de Poluentes Perigosos dos Estados Unidos foram caracterizados como agentes causadores de uma variedade de doenças. Por

*N. de R. T.: Capacidade de voltar ao estado normal.

exemplo, o amianto, o arsênico, o benzeno, os gases de fornos de coque e os radionuclídeos podem causar o câncer. O berílio promove o surgimento de doenças respiratórias, além de afetar o fígado, o baço, os rins e os nódulos linfáticos. O mercúrio ataca o cérebro, os rins e os intestinos. Outros efeitos em potencial dos PAPs são os defeitos de nascença e os danos aos sistemas nervoso central e imunológico (Kao, 1994).

O mercúrio é alvo de regulamentações porque é liberado na combustão do carvão. Logo, o elemento é um dos poucos PAPs amplamente difundidos no meio ambiente. A exposição de gestantes ao metilmercúrio é um problema grave, já que aumenta as chances de aparecimento de problemas na criança, tais como desempenho em tarefas neurocomportamentais (manutenção da atenção), a motricidade fina, a competência linguística, as habilidades visuais e espaciais e a memória verbal (U.S. EPA, 1997; 2004).

O chumbo (Pb). Ao contrário de outros poluentes atmosféricos importantes, o chumbo é um composto cumulativo. Outra diferença é que o chumbo é ingerido nos alimentos e na água, mas também pode entrar no organismo pela via inalatória. Cerca de 5% a 10% da quantidade ingerida e entre 20% e 50% da quantidade inalada do metal são absorvidos. O restante é excretado nas fezes e na urina. O chumbo é mensurado na urina e no sangue para detectar indícios de envenenamento.

Uma das primeiras manifestações do envenenamento por chumbo é a anemia. Fadiga, irritabilidade, dores de cabeça e palidez (não vinculada à anemia) são observados quando os níveis de chumbo no sangue aumentam para $60\text{--}120\ \mu\text{g} \cdot 100\ \text{g}^{-1}$ de sangue total. Os níveis acima de $80\ \mu\text{g} \cdot 100\ \text{g}^{-1}$ causam constipação e câimbras abdominais. A encefalopatia (dano cerebral) ocorre quando a exposição aguda eleva os níveis de chumbo no sangue acima de $120\ \mu\text{g} \cdot 100\ \text{g}^{-1}$ (Goyer e Chilsolm, 1972). A exposição aguda ao chumbo também causa convulsões, coma, parada cardiorrespiratória e a morte. O período normalmente definido como exposição aguda é entre uma e três semanas.

Canfield et al. (2003) descobriram que o quociente de inteligência (QI) cai 7,4 pontos com concentrações de chumbo de $10\ \mu\text{g}$ por decilitro de sangue. Considerando-se a exposição ao longo da vida, quando esta concentração fica entre $10\ \mu\text{g}$ por decilitro e $30\ \mu\text{g}$ por decilitro em média, a redução no QI é gradual, da ordem de 2,5 pontos.

O chumbo atmosférico ocorre na forma particulada. O tamanho da partícula varia entre $0,16\ \mu\text{m}$ e $0,43\ \mu\text{m}$. Antes da proibição do chumbo em combustíveis para automóveis, os níveis de chumbo na corrente sanguínea dos residentes não fumantes dos subúrbios da Filadélfia expostos a aproximadamente $1\ \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ de chumbo no ar eram em média $1,1\ \mu\text{g} \cdot 100\ \text{g}^{-1}$. Ao mesmo tempo, os moradores não tabagistas da área central de Filadélfia expostos a perto de $2,5\ \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ de chumbo tinham níveis médios de $20\ \mu\text{g} \cdot 100\ \text{g}^{-1}$ do elemento na corrente sanguínea (U.S. PHS, 1965). No começo da década de 1990, 4,4% das crianças norte-americanas com idade entre 1 e 5 anos apresentavam níveis elevados do poluente. A porcentagem caiu para 1,6% em 2002. O Centro de Controle e Prevenção de Doenças dos Estados Unidos atribui essa queda à proibição do chumbo na gasolina, além dos esforços para identificar e tratar crianças contra a exposição ao elemento (U.S. CDC, 2005).

O dióxido de nitrogênio (NO₂). Os óxidos de nitrogênio são reunidos sob fórmula geral NO_x. A exposição a concentrações de NO₂ acima de 5 ppm por mais de 15 minutos promove o surgimento de tosse e irritação do aparelho respiratório. Quando prolongada, a exposição pode levar causa edema pulmonar (acumulação de fluido nos pulmões). Em concentrações altas, o NO₂ é um gás marrom-avermelhado. Com teores menores, a cor muda para amarelo-acastanhado. Na concentração de 5 ppm, tem odor adocicado penetrante. As concentrações médias do gás na fumaça do cigarro estão na casa dos 5 ppm. Uma ligeira piora em quadros de doença pulmonar e uma queda na função respiratória são associadas com a exposição a concentrações da ordem de 0,10 ppm (Ferris, 1978). É importante lembrar que esses valores de concentração são muito altos, comparados ao valor estipulado nos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar dos Estados Unidos (Tabela 12-1).

Os oxidantes fotoquímicos. O principal agente oxidante é o ozônio (O₃). A lista inclui também o nitrato de peroxiacetila (PAN), a acroleína, os nitratos de peroxibenzoila (PBzN), os aldeídos e os óxidos de nitrogênio. O ozônio é utilizado como indicador da quantidade total de oxidantes presentes. Concentrações de oxidantes acima de 0,1 ppm causam irritação nos olhos. A exposição a 0,3 ppm de um agente oxidante intensifica a tosse e o desconforto no tórax. As pessoas que sofrem de doenças respiratórias crônicas são as mais suscetíveis a estes compostos.

Os MP_{2,5}. Como vimos, partículas grandes não penetram profundamente nos pulmões. É por esta razão que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos substituiu o padrão de qualidade do ar baseado no teor de particulados totais em suspensão (PTS) pelo teor de partículas com diâmetro aerodinâmico menor do que 10 µm (MP_{2,5}). Estudos realizados nos Estados Unidos, no Brasil e na Alemanha descobriram que níveis elevados de material particulado aumentam o risco de morte por câncer e complicações respiratórias e cardiovasculares, além de elevar o risco de pneumonia, de perda de função pulmonar, de internação hospitalar e de asma (Reichhardt, 1995).

As partículas com 2,5 µm de diâmetro aerodinâmico foram caracterizadas como os principais agentes responsáveis pela elevação das taxas de mortalidade em cidades poluídas (Pope et al., 1995). Um dos mecanismos biológicos avaliados foi o dano pulmonar causado pela poluição, o qual resulta em redução da função pulmonar, complicações respiratórias e doença cardiovascular, provavelmente associados à hipoxemia (Pope et al., 1999).

Os óxidos de enxofre (SO_x) e os particulados totais em suspensão (PTS). Os óxidos de enxofre incluem o dióxido de enxofre (SO₂), o trióxido de enxofre (SO₃), seus respectivos ácidos e os sais destes. Os efeitos dos dois principais óxidos de enxofre são examinados conjuntamente, já que alguns pesquisadores apontam para a possibilidade de sinergismo, isto é, particulados finos podem transportar o SO₂ para o aparelho respiratório inferior. Na ausência de particulados, o SO₂ seria absorvido nas membranas mucosas do aparelho respiratório superior.

Os pacientes que sofrem de bronquite crônica apresentam uma piora no quadro de sintomas respiratórios quando os níveis de PTS excedem 350 µg · m⁻³ e a concentração de SO₂ ultrapassa 0,095 ppm. Um estudo realizado na Holanda avaliou a função pulmonar a intervalos de três anos, e descobriu que o parâmetro sofre uma melhora com a redução dos níveis de SO₂ e de PTS de 0,10 ppm e 230 µg · m⁻³ para 0,03 ppm e 80 µg · m⁻³, respectivamente.

Os episódios de poluição atmosférica. O termo *episódio* é utilizado como eufemismo para descrever o que na verdade é um desastre envolvendo a poluição atmosférica. O choque sentido diante destas catástrofes estimulou a implementação das primeiras ações regulamentadoras voltadas para o controle das emissões de poluentes atmosféricos. As características dos três principais episódios do gênero são resumidas na Tabela 12-5. Um exame cuidadoso da tabela revela os aspectos em comum nestes episódios. A comparação destas situações com outras (nas quais tais fenômenos não ocorreram, como nos casos em que o número de mortos foi consideravelmente menor, por exemplo) mostra que quatro ingredientes são essenciais para caracterizar-se um episódio causado pela poluição atmosférica. Na ausência de um destes fatores, o número de pessoas que adoecem diminui, e poucas morrem. Os quatro fatores essenciais são: (1) um número elevado de fontes poluidoras, (2) a restrição em termos de volume de ar ambiente (baixa circulação), (3) o fracasso das autoridades no reconhecimento de que algo está errado e (4) a presença de gotículas de água do tamanho “adequado” (Goldsmith, 1968).

TABELA 12-5 Os três principais episódios de poluição atmosférica

	Vale de Meuse, Bélgica, 1/12/1930	Donora, Pensilvânia, 26-31/11/1948	Londres, 5-9/12/1952
População	Dados não disponíveis	12.300	8.000.000
Clima	Anticiclone, inversão térmica, névoa	Anticiclone, inversão térmica, névoa	Anticiclone, inversão térmica, névoa
Topografia	Vale	Vale	Planície
Fonte mais provável dos poluentes	Indústria (fábricas de aço e de zinco)	Indústria (fábricas de aço e de zinco)	Combustão de carvão doméstica
Natureza das doenças	Irritação das membranas expostas	Irritação das membranas expostas	Irritação das membranas expostas
Número de mortes	63	17	4000
Momento da morte	Após o segundo dia	Após o segundo dia	Início no primeiro dia
Possível causa da irritação	Óxidos de enxofre e particulados	Óxidos de enxofre e particulados	Óxidos de enxofre e particulados

Fonte: World Health Organization, *Air Pollution*, 1961, p. 180.

Embora determinada quantidade de um poluente possa ser mortal, o entendimento geral é o de que uma combinação de fatores é necessária para que este desfecho se concretize nos episódios de poluição atmosférica. Os níveis atmosféricos de um único poluente raramente alcançam níveis letais sem que ocorra uma explosão ou um acidente de transporte, por exemplo. Entretanto, a combinação favorável de dois ou mais poluentes acarreta o surgimento de sintomas adversos, mesmo quando a exposição ocorre em níveis reduzidos. Como mostra a tabela acima, os óxidos de enxofre e os materiais particulados foram os principais componentes suspeitos de causarem os três episódios de poluição atmosférica importantes apresentados.

Outro aspecto merecedor de destaque é que as condições meteorológicas precisam garantir que o ar não se movimente, isto é, que os poluentes não se diluam ao vento. Ainda que um vale seja o acidente geográfico que melhor propicia o efeito de estagnação do ar, o episódio em Londres provou que este tipo de relevo é importante, mas não é essencial. As condições de estagnação atmosférica favoráveis a um evento de poluição atmosférica se prolongam por no mínimo três dias, na maioria dos casos.

Infelizmente, as condições propícias que levaram a uma piora das condições da atmosfera nos exemplos citados formaram uma combinação letal, motivada pelo insucesso das autoridades em detectar algo anormal no ambiente. A ausência de dados sobre os níveis de poluição, de relatórios hospitalares e de informações sobre óbitos no local impede a emissão de alertas ao público, dificultando o fechamento temporário de fábricas e obstrui a adoção de restrições ao tráfego de veículos.

Porém, talvez o elemento mais importante nesses episódios seja a névoa.* As gotículas de névoa precisam estar na faixa de 1 µm a 2 µm de diâmetro ou, em alguns casos, estas devem ser menores do que 0,5 µm. Como vimos, as partículas dentro deste intervalo são as que tem melhores chances de adentrar o aparelho respiratório inferior. Os poluentes que dissolvem na gotícula de névoa são transportados até o pulmão, onde se depositam.

12-5 A ORIGEM E O DESTINO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

O monóxido de carbono

A oxidação incompleta do carbono produz o monóxido de carbono. A decomposição anaeróbica natural de material carbonáceo pelos microrganismos presentes no solo libera cerca de 160 Tg** de metano (CH₄) na atmosfera a cada ano (IPCC, 1995). A formação do CO no ambiente natural é resultado de uma etapa intermediária da oxidação do metano. O radical hidroxila (OH•) atua como agente oxidante inicial. Ele se combina com o CH₄ para formar um radical alquila (Wofsy, McConnell e McElroy, 1972):



Esta reação é seguida de uma série complexa de outras 39, as quais foram simplificadas em uma única reação geral:



Esta reação mostra que o CH₃• e o O₂ são atingidos por um fóton de energia luminosa (hν). O símbolo ν é a frequência da luz, enquanto h é a constante de Planck (6,626 × 10⁻³⁴ J · Hz⁻¹).

As fontes relacionadas a atividades, aspectos e fatores relacionados aos seres humanos, chamadas de **fontes antropogênicas**, incluem a poluição causada pelos veículos automotores, a queima de combustíveis fósseis para a geração de eletricidade e de calor, os processos industriais em geral, o descarte de resíduos sólidos, e a combustão de materiais diversos, como restos de vegetação, por exemplo. Perto de 600 Tg a 1250 Tg de CO são liberados pela queima incompleta do carbono orgânico por estas fontes. Os motores a combustão respondem por mais de 60% destas emissões.

Os níveis de CO na atmosfera não variaram muito nos últimos 20 anos. Todavia, em nível global, a contribuição antropogênica a partir da combustão dobrou no mesmo período. Uma vez

*O termo *smog* passou a ser usado em Londres, antes da Primeira Guerra Mundial, para descrever a combinação de fumaça (smoke) e névoa (fog-névoa esta muito comum no clima da Grã-Bretanha. O *smog* observado em Los Angeles, é diferente, já que é composto sobretudo de fumaça. Como veremos mais adiante, o *smog* de Los Angeles não ocorre sem luz solar intensa. “*Smog* fotoquímico” é o termo correto para descrever o fenômeno na cidade norte-americana.

**Um teragrama = 1 × 10¹² g.

que não se percebe uma variação clara na concentração atmosférica do gás, diversos mecanismos, denominados **sumidouros**, foram propostos para explicar a redução do CO. As pesquisas revelaram que o principal sumidouro de CO é a reação com os radicais hidroxila, na qual ocorre a formação de CO₂. A remoção por microrganismos no solo e a difusão na estratosfera são rotas secundárias. Estima-se que estes sumidouros retirem quantidade de CO equivalente ou maior do que os volumes produzidos anualmente (Seinfeld e Pandis, 1998).

Os poluentes atmosféricos perigosos (PAPs)

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos identificou 166 categorias de fontes principais e oito categorias de fontes não pontuais dos PAPs listados na Tabela 12-2 (57 FR 31576, 1992). Estas categorias de fontes representam uma ampla variedade de atividades industriais: a queima de combustíveis, o processamento de metais, a produção e o refino de petróleo e de gás natural, os processos de mineração de superfície, o tratamento e o descarte de resíduos, a produção de fertilizantes e pesticidas, e a produção de polímeros e enzimas. Outras categorias de fontes, mais diversificadas, incluem a lavagem a seco e a eletrodeposição de metais.

Além das emissões diretas, os poluentes detectados no ar se formam durante as reações químicas na atmosfera. Estas reações envolvem muitos compostos químicos não listados como PAPs que, em muitos casos, não são tóxicos, mas sofrem transformações na atmosfera, gerando um PAP. As transformações mais importantes sofridas por compostos orgânicos presentes na fase gasosa são a fotólise e as reações com o ozônio, com os radicais hidroxila (OH•) e com os radicais nitrato (Kao, 1994). A **fotólise** é definida como a fragmentação, ou o rearranjo químico de um composto diante da exposição a radiações de determinados comprimentos de onda. A importância da fotólise se limita ao período diurno, especialmente para os compostos que absorvem radiação no comprimento de onda da luz solar. Do contrário, a reação com OH• ou O₃ predomina. Os PAPs mais comuns são o formaldeído e o acetaldeído. As reações com radicais NO₃• acontecem durante a noite (estes radicais são destruídos durante o dia pela radiação solar).

Os principais mecanismos de remoção parecem ser a abstração ou a adição de OH. Os produtos da reação geram o CO e o CO₂. Dos 189 PAPs listados, 89 têm ciclos de vida menores do que um dia.

O chumbo

A atividade vulcânica e a poeira do solo transportadas pelo vento são as fontes naturais mais representativas do chumbo atmosférico. Os processos de fundição e refino, além da incineração de resíduos contendo o elemento, são as principais fontes pontuais do chumbo. No passado, cerca de 70% a 80% do chumbo que era adicionado à gasolina era também liberado na atmosfera.

As partículas submicrométricas de chumbo, formadas pela volatilização e a subsequente condensação do elemento, aderem a partículas maiores ou sofrem nucleação antes de serem removidas da atmosfera. Quando atingem alguns microns, estas partículas precipitam ou são lavadas pela chuva.

O dióxido de nitrogênio

A ação das bactérias no solo libera o óxido nitroso (N₂O) na atmosfera. Na troposfera superior e na estratosfera, o oxigênio atômico reage com o óxido nitroso, formando o óxido nítrico (NO):



O oxigênio atômico resulta da dissociação do ozônio. O óxido nítrico reage com o ozônio, produzindo dióxido de nitrogênio (NO₂):



Em nível global, a formação do NO₂ por este processo foi estimada em 12 Tg (de N) ao ano (Seinfeld e Pandis, 1998).

Os processos de combustão representam 74% da contribuição antropogênica total dos óxidos de nitrogênio. Embora o nitrogênio e o oxigênio coexistam na atmosfera, sem reagir, a relação entre os dois gases perde o seu caráter inerte em condições de pressão e temperaturas elevadas. Acima de 1600 K, a reação abaixo é observada:



Se o gás de combustão for esfriado rapidamente após a reação mediante liberação na atmosfera, a reação é inibida e o NO é o subproduto gerado. Por sua vez, o NO reage com o ozônio para formar NO₂. A contribuição antropogênica das emissões globais de NO_x (em N) foi de 32 Tg · ano⁻¹ em 1995 (IPCC, 1995). Nos Estados Unidos, entre 40% e 45% das emissões de NO_x são oriundas do setor de transportes, 30% a 35% advêm das usinas termoeletricas e 20% são gerados por atividades industriais (Seinfeld e Pandis, 1998).

Os fatores de emissões, definidos pela EPA, são exemplos de métodos usados para estimar as emissões de termoeletricas movidas a carvão. Para o carvão em pó queimado em caldeiras com queimadores verticais em fundo seco:

- Padrões pré-NSPS — 11 kg · Mg⁻¹ (22 lb_m de NO_x/ tonelada curta de carvão betuminoso)
- Padrões pré-NSPS — 6 kg · Mg⁻¹ (12 lb_m de NO_x/ tonelada curta de carvão sub-betuminoso)
- Padrões pós-NSPS — 6 kg · Mg⁻¹ (12 lb_m de NO_x/ tonelada curta de carvão betuminoso)
- Padrões pós-NSPS — 3,7 kg · Mg⁻¹ (7,4 lb_m de NO_x/ tonelada curta de carvão sub-betuminoso)

Uma tonelada curta* equivale a 2000 lb_m.

No final do processo, o NO₂ é convertido em NO₂⁻ ou NO⁻ na forma de particulados. Estes são lavados do ar pela precipitação. A dissolução do nitrato em uma gota de água permite a formação de ácido nítrico (HNO₃). Esta reação responde, ao menos em parte, pela chuva ácida observada a jusante de áreas industrializadas.

Os oxidantes fotoquímicos

Ao contrário de muitos poluentes, os oxidantes fotoquímicos são gerados exclusivamente mediante reações atmosféricas, e não como emissões diretas antropogênicas ou naturais. Por essa razão, são chamados de **poluentes secundários**. São formados por uma série de reações iniciadas com a absorção de um fóton por um átomo, uma molécula, um radical livre ou o íon. O ozônio é o principal oxidante fotoquímico e, na maioria das vezes, é formado durante o ciclo fotolítico do dióxido de nitrogênio. Os hidrocarbonetos alteram este ciclo, reagindo com o oxigênio atômico para formar espécies orgânicas altamente reativas denominadas radicais livres. Os hidrocarbonetos, os óxidos de nitrogênio e o ozônio interagem, formando mais dióxido de nitrogênio e ozônio. Este ciclo é resumido na Figura 12-5. A sequência de reação depende da abundância da luz solar. Um dos efeitos adversos destas reações é o *smog* fotoquímico, fenômeno que foi identificado pela primeira vez na cidade de Los Angeles.

Os óxidos de enxofre

Os óxidos de enxofre podem ser considerados poluentes primários ou secundários. As termoeletricas, as indústrias, os vulcões e os oceanos são fontes de SO₂, SO₃ e SO₄²⁻. Nesses casos, estes óxidos são considerados poluentes primários. Além disso, os processos de decomposição bio-

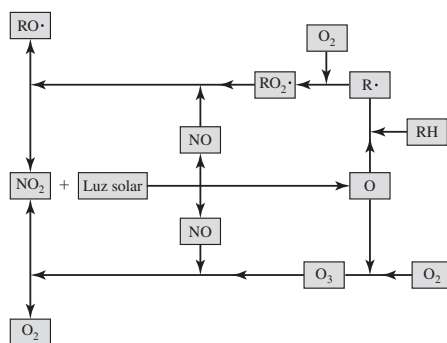


FIGURA 12-5 A interação entre os hidrocarbonetos e o ciclo fotolítico do óxido de nitrogênio na atmosfera.

*N. de T.: Também chamada de tonelada americana, equivalente a 907,18474 kg.

lógica e algumas atividades industriais geram H_2S , que é oxidado em SO_2 . Todavia, neste caso ele é um poluente secundário. Cerca de 10 Tg de enxofre são emitidos anualmente por fontes naturais. Estima-se que 75 Tg de enxofre sejam gerados por atividades antropogênicas, a cada ano (Seinfeld e Pandis, 1998).

A reação de oxidação mais importante do H_2S envolve o ozônio:



A queima de combustíveis fósseis, contendo S, gera SO_2 em proporção idêntica ao teor de enxofre:

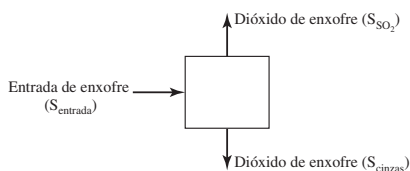


Esta reação indica que, para cada grama de enxofre no combustível, dois gramas de SO_2 são emitidos na atmosfera. Uma vez que o processo de combustão não é 100% eficiente, a hipótese mais amplamente aceita é a de que 5% do elemento é convertido em cinzas, isto é, 1,90 g de SO_2 por grama de enxofre no combustível são produzidos.

EXEMPLO 12-1

Um carvão com 3,00% de enxofre é queimado a uma taxa de $1,00 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}$. Qual é a taxa anual de emissão de SO_2 ? Suponha que o enxofre nas cinzas corresponde a 5% do enxofre na carga de entrada.

Solução Utilizaremos um balanço de massa. Começamos desenhando o diagrama:



A equação do balanço de massa para o estado estacionário é:

$$S_{\text{entrada}} = S_{\text{cinzas}} + S_{\text{SO}_2}$$

Os dados fornecidos mostram que a massa de enxofre na carga de entrada é:

$$S_{\text{entrada}} = 1,00 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1} \times 0,030 = 0,030 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1}$$

Em um ano:

$$S_{\text{entrada}} = 0,030 \text{ kg} \cdot \text{s}^{-1} \times 86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1} \times 365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1} = 9,46 \times 10^5 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

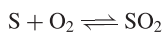
O enxofre nas cinzas corresponde a 5% do enxofre na carga de entrada:

$$S_{\text{cinzas}} = (0,05)(9,46 \times 10^5 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}) = 4,73 \times 10^4 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A quantidade de enxofre disponível para a conversão em SO_2 é:

$$S_{\text{SO}_2} = S_{\text{entrada}} - S_{\text{cinzas}} = 9,46 \times 10^5 - 4,73 \times 10^4 = 8,99 \times 10^5 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A quantidade de enxofre formado é determinada a partir dos pesos proporcionais da reação de oxidação (Equação 12-7):



$$\text{PM} = 32 + 32 = 64$$

A quantidade de dióxido de enxofre formado é 64/32 da quantidade de enxofre disponível para a conversão.

$$S_{\text{SO}_2} = \frac{64}{32} \times 8,99 \times 10^5 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1} = 1,80 \times 10^6 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos utiliza fatores de emissão para estimar as emissões de usinas termoeletricas operadas a carvão. Para carvão pulverizado, caldeiras com queimadores verticais e leito seco que utilizam carvão betuminoso e sub-betuminoso:

- Padrões pré-NSPS – fator de emissão de SO_2 para carvão betuminoso = 38S
- Padrões pré-NSPS – fator de emissão de SO_2 para carvão sub-betuminoso = 35S
- Padrões pós-NSPS – fator de emissão de SO_2 para carvão betuminoso = 38S
- Padrões pós-NSPS – fator de emissão de SO_2 para carvão sub-betuminoso = 35S

“S” é o teor de enxofre percentual em peso no carvão. Por exemplo, se o combustível tem 1,2% de enxofre, logo, $S = 1,2$ e o fator de emissão do carvão betuminoso é $(38)(1,2) = 45,6 \text{ lb}_m/\text{tonelada curta}$.

O destino final da maior parte do SO_2 na atmosfera é a conversão em sais de sulfato, os quais são removidos por precipitação ou arrastados na chuva. A conversão do sulfato ocorre mediante dois caminhos: a oxidação catalítica e a oxidação fotoquímica. O primeiro processo é mais eficiente quando as gotículas de água apresentam Fe^{3+} , Mn^{2+} ou NH_3 :



Em teores reduzidos de umidade relativa, o principal processo de conversão é a oxidação fotoquímica. A primeira etapa é a fotoexcitação* do SO_2 :



A molécula excitada reage prontamente com o O_2 para formar o SO_3 :



O trióxido de enxofre é muito higroscópico (retém umidade com rapidez) e, por esta razão, sofre conversão em ácido sulfúrico:



Em grande parte esta reação é responsável pela chuva ácida (isto é, a precipitação com valores de pH abaixo de 5,6) observada em áreas industrializadas. A precipitação normal tem pH 5,6, por conta da atuação do sistema tampão carbonato.

Os particulados

O sal marinho, a poeira do solo, as partículas vulcânicas e a fumaça gerada nos incêndios florestais respondem por cerca de 2,9 Pg (petagramas) de emissões de particulados ao ano. As emissões antropogênicas oriundas da queima de combustíveis fósseis e processos industriais representam 110 Tg de emissões anuais (Kiehl e Rodhe, 1995). Por exemplo, o fator de emissão de uma caldeira de queimadores verticais e leito seco é expresso como 10A, onde a letra indica a porcentagem de cinzas no carvão. Dito de outro modo, se o combustível tem 8% de cinzas, $A = 8$ e o fator de emissão do carvão betuminoso ou sub-betuminoso é $(10)(8) = 80 \text{ lb}_m/\text{tonelada curta}$.

As fontes secundárias de particulados incluem a conversão do H_2S , SO_2 , NO_x , NH_3 e hidrocarbonetos. O H_2S e o SO_2 são convertidos em sulfatos, enquanto o NO_x e o NH_3 são convertidos em nitratos. Já os hidrocarbonetos reagem para formar produtos que condensam em partículas nas temperaturas típicas da atmosfera. As fontes naturais de poluentes secundários geram perto de 240 Tg destes compostos, a cada ano. As fontes antropogênicas produzem 340 Tg de poluentes secundários, no mesmo período (Kiehl e Rodhe, 1995).

O vento recolhe partículas de poeira, carregando-as por grandes distâncias. Neste percurso, elas tendem a formar frações com base no tamanho, o qual normalmente varia entre $0,5 \mu\text{m}$ e $50 \mu\text{m}$. Os núcleos de sal marinho são muito pequenos (menos de $0,4 \mu\text{m}$). As partículas de fumaça e de cinzas volantes têm uma grande variedade de tamanhos, de $0,05 \mu\text{m}$ a $200 \mu\text{m}$, ou mais. De modo geral, a distribuição mássica das partículas nas atmosferas urbanas tem dois

A fotoexcitação é o deslocamento de um elétron de uma camada para outra, com a armazenagem de energia na molécula. O fenômeno é representado por um asterisco (), na expressão da reação.

máximos, o primeiro é ente 0,1 e 1 μm de diâmetro, o segundo varia entre 1 μm e 30 μm . A fração fina do material particulado resulta da condensação e oxidação de vapores, fotólise e reações ácido-base. A fração grossa é composta de poeira, cinzas (geradas pela abrasão mecânica), queima de madeira e lixo, e spray marinho.

As partículas menores são removidas da atmosfera durante a coalescência das gotículas de chuva, as quais aumentam até atingir o tamanho propício para iniciarem a precipitação. As partículas maiores são removidas por arraste direto das gotas de chuva durante a queda (*washout*), ou incorporados a gota d'água (*rainout*).

EXEMPLO 12-2

Verifique se uma caldeira com queimadores verticais e leito seco, a qual queima carvão betuminoso para gerar 61 MW, atende aos padrões NSPS do SO_2 , material particulado e NO_x . O carvão tem 1,8% de enxofre e 6,2% de cinzas. O poder calorífico é 14.000 Btu/lb. A eficiência da caldeira é 35%. Utilize os fatores de emissão definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para estimar as emissões. Suponha que a eficiência do controle de SO_2 seja 85% e a eficiência do equipamento de controle de particulados seja 99%.

Solução Começamos calculando a taxa de queima do carvão para a geração de 61 MW, com eficiência da caldeira igual a 35%.

$$\frac{61 \text{ MW}}{0,35} = 174,3 \text{ MW, ou } 174,3 \times 10^6 \text{ W}$$

Utilizando um aumento de 1h, convertemos W · h em Btu, com o fator de conversão 3,4144 Btu/W · h:

$$(174,3 \times 10^6 \text{ W})(1 \text{ h})(3,4144 \text{ Btu/W} \cdot \text{h}) = 5,95 \times 10^8 \text{ Btu}$$

A massa de carvão queimado em uma hora é:

$$\left(\frac{5,95 \times 10^8 \text{ Btu}}{14.000 \text{ Btu/lb}_m} \right) \left(\frac{1 \text{ ton}}{2.000 \text{ lb}_m} \right) = 21,25 \text{ toneladas}$$

1. Cálculo da taxa de emissão do SO_2 .

Utilizando o fator de emissão do SO_2 definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para o carvão betuminoso (38S), temos:

$$\text{Taxa de emissão do } \text{SO}_2 \text{ não controlado} = (38)(1,8) = 68,4 \text{ lb}_m/\text{tonelada de carvão}$$

A taxa de emissão do SO_2 com eficiência de controle igual a 85% é:

$$(68,4 \text{ lb}_m/\text{tonelada de carvão})(21,25 \text{ tonelada/h})(1 - 0,85) = 218,03 \text{ lb}_m$$

A taxa de emissão do SO_2 por milhão de Btus é:

$$\frac{218,03 \text{ lb}_m}{5,95 \times 10^8 \text{ Btu}} = 3,66 \times 10^{-7} \text{ lb}_m/\text{Btu}$$

Ou, em base de milhão de Btus:

$$(3,66 \times 10^{-7} \text{ lb}_m/\text{Btu})(10^6) = 0,37 \text{ lb}_m/10^6 \text{ milhão de Btus}$$

Este valor atende ao padrão de 1,2 lb_m /milhão de Btus, mas não atende à necessidade de 99% de redução.

2. Cálculo da taxa de emissão de particulados.

Utilizando o fator de emissão definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos “10A” para uma caldeira que queima carvão em pó com queimadores verticais em leito seco:

$$\text{Emissão não controlada de particulados} = (10)(6,2) = 62,0 \text{ lb}_m/\text{tonelada de carvão queimado}$$

A emissão de particulados considerando-se a eficiência de 99% no controle é:

$$(62,0 \text{ lb}_m/\text{tonelada de carvão queimado})(21,25 \text{ toneladas})(1 - 0,99) = 13,2 \text{ lb}_m$$

A taxa de emissão de particulados por milhão de Btus é:

$$\frac{13,2 \text{ lb}_m}{5,95 \times 10^8 \text{ Btu}} = 2,23 \times 10^{-8} \text{ lb}_m/\text{Btu}$$

Em base de milhão de Btus:

$$(2,23 \times 10^{-8} \text{ lb}_m/\text{Btu})(10^6) = 0,022 \text{ lb}_m/10^6 \text{ Btu}$$

Este valor atende ao padrão de $0,03 \text{ lb}_m/10^6 \text{ Btu}$.

3. Cálculo da taxa de emissão de NO_x :

Utilizando o fator de emissão definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos de $22 \text{ lb}_m/\text{tonelada}$, a estimativa da emissão é:

$$(22 \text{ lb}_m/\text{tonelada})(21,25 \text{ toneladas}) = 467,5 \text{ lb}_m$$

A taxa de emissão de NO_x por milhão de Btus é:

$$\frac{467,5 \text{ lb}_m}{5,95 \times 10^8 \text{ Btu}} = 7,86 \times 10^{-7} \text{ lb}_m/\text{Btu}$$

Em base de milhão de Btus:

$$(7,86 \times 10^{-7} \text{ lb}_m/\text{Btu})(10^6) = 0,79 \text{ lb}_m/10^6 \text{ Btu}$$

O padrão para o carvão betuminoso é $0,60 \text{ lb}_m/10^6 \text{ Btu}$. Portanto, a termoeletrica não atende ao padrão de emissão de NO_x .

Observações:

1. O uso de carvão sub-betuminoso ou de lignita em lugar do carvão betuminoso é uma alternativa para atender ao padrão definido. De modo geral, estes combustíveis têm teores menores de enxofre e conteúdo equivalente de cinzas. É necessário realizar análises para confirmar esta hipótese geral.
2. É necessário modificar os queimadores para atender ao critério de emissão de NO_x .

12-6 AS ESCALAS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica ocorre em três escalas: micro, meso e macro. Os problemas em micro-escala são observados em locais muito limitados, da ordem de menos de um centímetro até uma casa ou ambientes um pouco maiores. A poluição atmosférica em mesoescala, isto é, em escala intermediária, afeta áreas de alguns hectares a cidades ou distritos. Os problemas em macroescala se estendem por estados e países e, no sentido mais amplo, no âmbito mundial. A discussão até agora focou nos problemas gerados pela poluição atmosférica em escala intermediária. Esta seção irá tratar das questões observadas nas micro- e macroescalas.

A poluição atmosférica em ambientes internos

As pessoas que vivem em climas frios passam mais de 90% do tempo em ambientes fechados (Lewis, 2001). Nas três últimas décadas, os pesquisadores identificaram as fontes, as concentrações e os efeitos dos poluentes atmosféricos detectados em ambientes domésticos típicos. Os resultados foram surpreendentes: em alguns casos, o ar em espaços fechados pode ser mais poluído do que o ar exterior.

O monóxido de carbono produzido por aquecedores ineficientes é um problema sério há muito tempo. Em várias situações essa ineficiência acarretou a morte de pessoas. Pesquisas recentes relatam que níveis baixos de poluição por CO são uma constante em ambientes domésticos. Fogões a gás, chamas-piloto, aquecedores a gás ou a querosene e até a fumaça do cigarro contribuem com os níveis de CO atmosféricos (Tabela 12-6). É verdade que até hoje não foram iniciados esforços expressivos para reduzir ou eliminar o perigo associado a esses equipamentos. Porém, hoje é grande o número de pessoas convencidas de que o hábito de fumar não deve

TABELA 12-6 As fontes de combustão e respectivas taxas de emissão

	Taxas de emissão ^a (mg · MJ ⁻¹)				
	NO	NO ₂	NO _x (em NO ₂)	CO	SO ₂
Fogão de bancada ^b	15–17	9–12	32–37	40–244	^c
Fogão com forno ^d	14–29	7–13	34–53	12–19	^c
Chama-piloto ^e	4–17	8–12	^f	40–67	^c
Aquecedores a gás ^g	0–15	1–15	1–37	14–64	^c
Secadores a gás ^h	8	8	20	69	^c
Aquecedores a querosene ⁱ	1–13	3–10	5–31	35–64	11–12
Fumaça de cigarro ^j	2,78	0,73	^f	88,43	^c

^aValores médios menores e maiores de taxas de emissão para as fontes de combustão testadas em miligramas por megajoule (mg · MJ⁻¹).

^bTrês fogões foram avaliados. Os valores mostrados são para as condições de chama azul.

^cA fonte de combustão não emite este poluente.

^dTrês fogões foram avaliados. Os fornos foram testados para vários programas de operação (assar, grelhar, autolimpar, etc.).

^eUm fogão foi avaliado com as três chamas-piloto (duas superiores, uma inferior).

^fAs taxas de emissão não foram registradas.

^gTrês aquecedores foram testados, um por condução, um por radiação e um modelo de aquecedor catalítico.

^hUm secador a gás foi avaliado.

ⁱDois aquecedores a querosene foram avaliados, um por convecção, um por radiação.

^jDados para um tipo de cigarro. As taxas de emissão são dadas em miligramas por cigarro (800 mg de tabaco por cigarro).

Fonte: Maschandreas, Zabpansky e Pelta, 1985.

TABELA 12-7 Níveis médios de monóxido de carbono e material particulado inalável (MPI) medidos no espaço reservado a fumantes, em dois momentos diferentes

	MPI (µg · m ⁻³)	CO (µg · m ⁻³)
Antes do teste	26	1908
Após o teste	18	1245

Fonte: Lee et al., 1985.

interferir na qualidade do ar que elas respiram. Um estudo avaliou os resultados da proibição do fumo em um escritório (Tabela 12-7). Naquele experimento, os fumantes podiam fumar apenas em uma área especial para a atividade. Os efeitos positivos no ambiente de trabalho foram claros. Por outro lado, os teores de material particulado inalável (MPI) produzidos por um fumante aumentaram de 56% para 63% com dois fumantes.

O fumo em ambientes fechados é muito preocupante, devido às propriedades carcinogênicas dos componentes da fumaça. Enquanto o *tabagismo ativo* expõe o fumante a quantidades expressivas de carcinógenos, a fumaça liberada no ambiente, no que é denominado *tabagismo passivo*, contribui com uma carga de poluentes elevada no ambiente. A Tabela 12-8 lista as taxas de emissão das duas formas de tabagismo (ativo e passivo).

As fontes de óxido de nitrogênio são mostradas na Tabela 12-6. Um estudo revelou que os níveis de NO₂ variam de 70 µg · m⁻³ (em casas equipadas com condicionadores de ar e fogões elétricos) a 182 µg · m⁻³ (em residências com fogão a gás, mas sem condicionadores de ar) (Hosein et al., 1985). Este valor é muito alto, comparado com os critérios de qualidade do ar ambiente em vigor nos Estados Unidos. A mesma pesquisa mostrou que os níveis de SO₂ eram muito baixos em todas as casas avaliadas naquele país.

As bactérias, os vírus, os fungos, os ácaros e o pólen são coletivamente denominados **bio-aerossóis**. Este grupo de poluentes requer um reservatório (onde vivem), um meio amplificador

TABELA 12-8 Emissões de compostos químicos no tabagismo ativo e passivo

Compostos químicos	Tabagismo ativo ($\mu\text{g} \cdot \text{cigarro}^{-1}$)	Tabagismo passivo ($\mu\text{g} \cdot \text{cigarro}^{-1}$)
Particulados		
Anilina	0,36	16,8
Benzo(a)pireno	20–40	68–136
Metil naftaleno	2,2	60
Naftaleno	2,8	4,0
Nicotina	100–2500	2700–6750
Nitrosonornicotina	0,1–0,55	0,5–2,5
Pireno	50–200	180–420
Fenóis totais	228	603
Particulados totais em suspensão (PTS)	36.200	25.800
Fase gasosa e vapor		
Acetaldeído	18–1400	40–3100
Acetona	100–600	250–1500
Acroleína	25–140	55–130
Amônia	10–150	980–150.000
Dióxido de carbono	20.000–60.000	160.000–480.000
Monóxido de carbono	1000–20.000	25.000–50.000
Dimetilnitrosamina	10–65	520–3300
Formaldeído	20–90	1300
Cianeto de hidrogênio	430	110
Cloreto de metila	650	1300
Óxido nítrico	10–570	2300
Dióxido de nitrogênio	0,5–30	625
Nitrosopirrolidina	10–35	270–945
Piridina	9–93	90–930

Fonte: HEW, 1979; Hoegg, 1972; Wakeman, 1972.

(para a reprodução) e um meio adequado de dispersão. A maior parte das bactérias e vírus no ar de ambientes fechados se origina de seres humanos e animais de estimação. Pólen e microrganismos são introduzidos no ar ambiente através de aberturas para a ventilação ou das entradas de sistemas de ar condicionado. Outro aspecto relevante é que a água acumula em equipamentos como humidificadores e sistemas de ar condicionado, atuando como reservatórios para os bioaerossóis.

O radônio não é regulamentado como poluente do ar de ambientes interiores, embora níveis elevados do gás tenham sido detectados em residências. O radônio será tratado no Capítulo 16. Este gás radioativo emana de formações geológicas naturais e, em alguns casos, de materiais de construção. Ele não é liberado nas atividades dos moradores de uma casa, ao contrário dos poluentes discutidos.

Mais de 800 compostos orgânicos voláteis (COVs) foram identificados no ar de ambientes internos (Hines et al., 1993), entre os quais os aldeídos, os alcanos, os alcenos, os éteres, as cetonas e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HAPs). Embora não estejam presentes em um ambiente constantemente, muitos podem ocorrer ao mesmo tempo. As principais fontes destes compostos são listadas na Tabela 12-9.

Entre 1979 e 1987, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos investigou os níveis de exposição do público aos COVs. Os estudos realizados foram denominados Metodologia de Avaliação da Exposição Total (*Total Exposure Assessment Methodology*, TEAM). Os resultados mostraram que os níveis de exposição a praticamente todos os 19 COVs investigados em ambientes internos (*indoor*) eram entre 2 e 5 vezes maiores do que as respectivas concentrações médias em ambientes externos. As fontes tradicionais (automóveis, indústrias, empresas do setor petroquímico) contribuíam com apenas 20% a 25% da exposição total à maioria dos COVs (Wallace, 2001).

TABELA 12-9 Os compostos orgânicos voláteis e suas respectivas fontes

Compostos orgânicos voláteis	Principais fontes de exposição em ambientes internos
Acetaldeído	Tintas (à base de água), tabagismo passivo
Álcoois (etanol, isopropanol)	Bebidas alcoólicas, produtos de limpeza
Hidrocarbonetos aromáticos (etilbenzeno, tolueno, xilenos, trimetilbenzeno)	Tintas, adesivos, gasolina, fontes de combustão
Hidrocarbonetos alifáticos (octano, decano, undecano)	Tintas, adesivos, gasolina, fontes de combustão
Benzeno	Tabagismo passivo
Hidroxitolueno butilado (BHT)	Carpets de poliuretano
Clorofórmio	Duchas, água de lavagem de roupa e de louças
p-Diclorobenzeno	Desodorizadores, pastilhas antitruça
Etileno glicol	Tintas
Formaldeído	Tabagismo passivo, produtos de madeira compensada, fotocopiadoras
Cloreto de metileno	Removedores de tinta, solventes
Fenol	Pisos de vinil
Estireno	Tabagismo, fotocopiadoras
Terpenos (limoneno, α -pineno)	Desodorizadores, produtos para polimento, amaciantes de roupa
Tetracloroetileno	Lavagem a seco de roupas
Tetrahidrofurano	Seladores para pisos de vinil
Tolueno	Fotocopiadoras, tabagismo passivo, fibras sintéticas de carpets
1,1,1-Tricloroetano	Sprays, aerossóis, solventes

Fonte: Tucker, 2001; Wallace, 2001.

O formaldeído (CH_2O) foi o composto mais prevalente e esteve entre os mais tóxicos (Hines et al., 1993). O composto não é gerado diretamente pela atividade dos habitantes de determinada casa, mas é emitido por diversos bens de consumo e materiais de construção, como madeira compensada, material de isolamento (a espuma de ureia-formaldeído usada em trailers é particularmente perigosa), produtos têxteis e combustíveis diversos. Um estudo anterior mostrou que as concentrações do CH_2O variaram entre 0,0455 ppm e 0,19 ppm (Dumont, 1985). Alguns trailers utilizados como residência no estado de Wisconsin apresentavam concentrações de formaldeído de até 0,65 ppm (Para fins de comparação, a Sociedade dos Engenheiros de Sistemas de Aquecimento, Refrigeração e Ar Condicionado, ASHRAE, 1981, definiu a concentração-limite em 0,1 ppm.)

Diferentemente de outras fontes de poluição atmosférica, que continuam ativas durante as atividades antropogênicas (ou, no caso do radônio, ao longo de diversos períodos geológicos), o CH_2O não é regenerado. Contudo, ele retorna aos ambientes sempre que materiais novos forem trazidos para a residência. Manter a casa ventilada por determinado tempo reduz a concentração do formaldeído em ambientes internos.

A principal fonte de metais pesados em ambientes internos é a entrada do ar externo e de partículas de solo e poeira trazidas para o interior da construção pelo vento. O arsênio, o cádmio, o cromo, o mercúrio, o chumbo e o níquel foram medidos no ar interior. O chumbo e o mercúrio podem ser emitidos por fontes internas, como as tintas de parede, por exemplo. As tintas que contêm chumbo representam uma fonte de chumbo particulado, especialmente quando é removida por lixamento. O vapor de mercúrio é emitido por tintas à base de látex que contêm dodecil succinato de difenil mercúrio, composto utilizado como agente antifúngico.

A redução das emissões destes poluentes depende de legislação específica. Até tal regulamentação ser promulgada, os ocupantes dessas casas não têm muitas opções além da substituição de eletrodomésticos a gás, da remoção das fontes de formaldeído e da renúncia ao tabagismo.

A chuva ácida

A chuva não poluída é naturalmente ácida, porque o CO_2 da atmosfera dissolve em quantidades altas o bastante para formar ácido carbônico (ver o Capítulo 2). O pH do equilíbrio da água da chuva pura é da ordem de 5,6. Avaliações realizadas na América do Norte e na Europa detectaram valores de pH abaixo deste. Em alguns casos, as leituras mostraram valores de pH muito reduzidos, perto de 3,0. O pH médio da chuva nos Estados Unidos, entre 1994 e 2005, é mostrado na Figura 9-20.

As reações químicas na atmosfera convertem o SO_2 , o NO_x e os COVs em compostos ácidos e seus agentes oxidantes derivados (Figura 12-6). O principal mecanismo de conversão do SO_2 (no leste dos Estados Unidos) é a reação em fase aquosa com o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) nas nuvens. O ácido nítrico é formado na reação do NO_2 com os radicais OH produzidos pela via fotoquímica. O ozônio é gerado e protegido por uma série de reações envolvendo o NO_x e os COVs.

Como vimos no Capítulo 9, a preocupação com a chuva ácida é justificada à luz dos efeitos em potencial da acidez na vida aquática, dos danos a plantações e a florestas, e dos prejuízos aos materiais de construção. Valores reduzidos de pH podem afetar os peixes, ao interferir diretamente nos ciclos reprodutivos destes animais ou promover a liberação do alumínio insolúvel, que é tóxico. As elevadas taxas de mortalidade de árvores na Europa central geraram um clima de apreensão sobre a possibilidade de desfechos semelhantes na América do Norte. Além disso, acredita-se que a chuva ácida lixivia o cálcio e o magnésio do solo (ver a Figura 10-13). Esta condição reduz a fração molar do cálcio para o alumínio que, por sua vez, favorece a absorção deste pelas raízes capilares. Em tais condições, estas importantes estruturas vegetais deterioram-se.

Em 1980, o Congresso dos Estados Unidos autorizou um estudo com 10 anos de duração para avaliar as causas e os efeitos da deposição ácida. O estudo foi chamado de Programa Nacional de Avaliação da Precipitação Ácida (*National Acid Precipitation Assessment Program*, NAPAP). Em setembro de 1987, o NAPAP publicou um relatório preliminar, o qual sugeriu que a precipitação ácida não tinha efeito mensurável e reprodutível em lavouras, em plântulas e na saúde humana. O estudo também mostrou que uma pequena porcentagem dos lagos norte-americanos tinha valores de pH menores do que 5,0 (Lefohn e Krupa, 1988). Por outro lado, os danos oxidativos eram representativos.

Aproximadamente 70% das emissões do SO_2 nos Estados Unidos são atribuíveis às usinas de geração de energia elétrica. Para reduzir a liberação do gás, o Congresso daquele país desenvolveu um programa de controle em duas fases, inserido no Parágrafo IV das Emendas Constitucionais à Lei do Ar Limpo, de 1990. A fase I definiu limites de emissões para 110 das maiores fontes poluidoras na metade leste do território norte-americano. A fase II incluiu as empresas de serviços públicos de pequeno porte, as quais têm a escolha de adquirir ou vender créditos de SO_2 . A unidade básica do limite de emissão de poluentes é expressa como 1 Mg de SO_2 emitido. Se uma empresa não utiliza este crédito, ela pode vendê-lo para outra. O resultado desta iniciativa, concebida contemplando-se as necessidades do **mercado de atuação** destas empresas, reduziu as emissões do gás em 9 Tg.

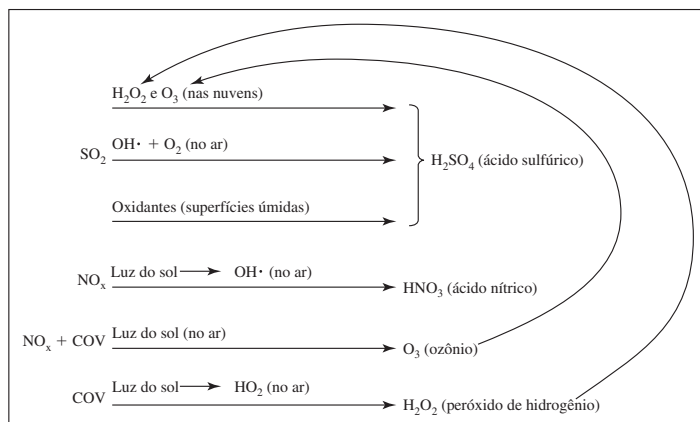


FIGURA 12-6

Os agentes precursores da chuva ácida e seus produtos.

TABELA 12-10 Estimativas da variação no número e na proporção de águas superficiais ácidas e de regiões sensíveis ao fenômeno no norte e no leste dos Estados Unidos

Região	Número total de áreas	Número de áreas com águas superficiais ácidas ^a	Estimativa do número atual de áreas com águas superficiais ácidas	Variação percentual
Nova Inglaterra	6834 lagos	386	374	-3
Andinoracks	1830 lagos	238	149	-38
Apalaches (do norte)	42,426 km	5014	3600	-28
Blue Ridge	32,687 km	1634	1634	0
Meio-Oeste (do norte)	8574 lagos	800	251	-68

^a Os levantamentos foram realizados entre 1984 (Meio-Oeste) e 1993-94 (Apalaches do norte).

Fonte: Adaptado de U.S. EPA, 2003a.

Em 2003, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos publicou um relatório sobre como a química de águas superficiais reagiu após a promulgação das Emendas à Lei do Ar Limpo (U.S. EPA, 2003a). O monitoramento da acidez ocorre desde o começo da década de 1980 em 81 locais do nordeste e da região norte do Meio-Oeste dos Estados Unidos. Os números relativos às variações no número e na proporção de águas superficiais ácidas realizadas pela agência são mostrados na Tabela 12-10. Os valores indicam que a acidez dos lagos na Nova Inglaterra e dos cursos de água na Província de Blue Ridge se mantiveram praticamente constantes na última década. Os níveis de sulfato caíram de forma significativa, enquanto os teores de nitrato não variaram muito. A redução extensiva dos teores de sulfato é equiparável à queda nas emissões do dióxido de enxofre observada em todo o território norte-americano desde 1980. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos concluiu que as águas superficiais têm uma resposta relativamente rápida ante a redução da deposição de sulfatos, e que uma diminuição adicional na deposição resulta em níveis ainda menores destes poluentes.

Naquele relatório, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos também observou que as oscilações nos níveis de acidez em muitos locais eram marcadas por uma elevação rápida e sazonal do parâmetro, especialmente durante o derretimento das neves da primavera e períodos de chuvas intensas.

A redução da camada de ozônio

O ozônio é um composto essencial na atmosfera terrestre (na estratosfera). Sem ele, todos os seres vivos seriam incinerados. (Por outro lado, como vimos, a substância também pode ser letal na troposfera.) A presença do gás nas camadas superiores a atmosfera (com entre 20 km e 40 km de altitude, ou mais) impõe uma barreira para a radiação ultravioleta (UV). Os raios UV que conseguem furar esse bloqueio são aqueles que conferem aquele bronzeado típico de verão a quem se expõe ao sol. Contudo, o excesso desta radiação causa câncer de pele. Embora o oxigênio também atue como barreira contra a radiação UV, a banda absorvida por ele é muito estreita, com o máximo de absorção em 0,2 μm . A fotoquímica destas reações é mostrada na Figura 12-7. A letra M indica qualquer terceiro elemento (normalmente o N_2).

Em 1974, Molina e Rowland revelaram a existência de uma séria ameaça a esta camada de proteção (Molina e Rowland, 1974). A descoberta foi tão importante, que rendeu aos pesquisadores o Prêmio Nobel de química, dividido com Paul Crutzen. A hipótese formulada dizia que os clorofluorcarbonos CF_2Cl_2 e CFCl_3 , os quais são reunidos sob a sigla CFC e usados como gases propelentes e refrigerantes, reagem com o ozônio (Figura 12-8). Os aspectos preocupantes desta série de reações são dois: o átomo de cloro remove o ozônio do sistema, e o mesmo átomo é constantemente reciclado para converter mais ozônio em oxigênio. Estima-se que uma redução de 5% no ozônio resultaria em um aumento da ordem de 10% na incidência do câncer de pele (ICAS, 1975). Logo, embora sejam inertes nas regiões inferiores da atmosfera, os CFCs representam um problema grave em altitudes maiores.

Em 1987, a comunidade científica declarou que as provas de que os CFCs destroem o ozônio na estratosfera sobre a Antártida eram irrefutáveis. No mesmo ano, o buraco na camada de

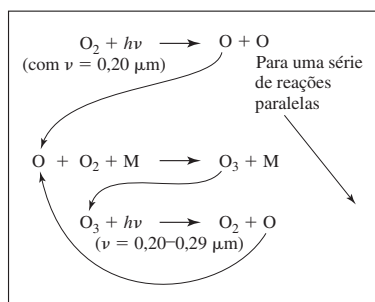


FIGURA 12-7 As fotorreações do ozônio.

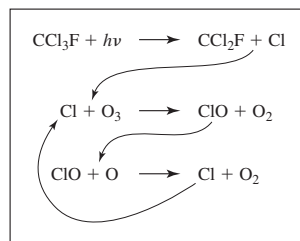


FIGURA 12-8 A destruição do ozônio pelo clorofluorometano.

ozônio atingiu o seu máximo. Mais da metade da coluna total do ozônio fora destruída e, em algumas regiões da estratosfera, o gás havia desaparecido por completo.

As pesquisas confirmaram que a camada de ozônio sofreu uma redução de aproximadamente 2,5% entre 1976 e 1986, em todo o globo (Zurer, 1988). No princípio acreditava-se que o fenômeno fosse peculiar à geografia e à climatologia da Antártida, e que o hemisfério norte, por ser mais quente, estivesse protegido contra os processos que desencadeavam estas perdas. Entretanto, os estudos realizados na estratosfera do Polo Norte no inverno de 1989 mostraram que esta hipótese não tinha validade (Zurer, 1989).

Em setembro de 1987 é firmado o Protocolo de Montreal sobre Substâncias Destruidoras da Camada de Ozônio. O documento, assinado por 36 países, passou a valer em janeiro de 1989. Ele propunha que a produção de CFCs fosse mantida nos valores da época, sendo gradualmente reduzida em 50% até 1998. Todavia, segundo os termos do protocolo, o teor de cloro na atmosfera continuaria crescendo, devido à persistência dos CFCs. O ciclo de vida do CF_2Cl_2 , por exemplo, é de 110 anos (Reisch e Zurer, 1988). Na primavera de 1989, 80 países se reuniram em Helsinque, capital da Finlândia, para avaliar os dados atualizados sobre o tema. Por unanimidade, os delegados definiram os cinco termos da Declaração de Helsinque:

1. A anuência à Convenção de Viena para a Proteção da Camada de Ozônio de 1985 e consequentemente ao Protocolo de Montreal.
2. A redução gradual da produção e do consumo de CFCs destruidores do ozônio até o ano 2000.
3. A redução gradativa da produção e do consumo, tão logo possível, de hidrocarbonetos halogenados e de compostos como o tetracloreto de carbono e o metil-clorofórmio, os quais têm o mesmo efeito nocivo sobre o ozônio.
4. O compromisso de acelerar o desenvolvimento de compostos químicos e tecnologias seguras para o meio ambiente.
5. A disponibilização de informações científicas, a divulgação de resultados de estudos e o incentivo a programas de treinamento relevantes no contexto econômico e ambiental das nações emergentes (Sullivan, 1989).

O Protocolo de Montreal ganhou força renovada nos anos de 1990, 1992, 1997 e 1999. A proibição da produção de hidrocarbonetos halogenados entrou em vigor em janeiro de 1995 (Zurer, 1994). Os termos de então estipularam janeiro de 1996 como o prazo final para a proibição da produção de CFCs, de tetracloreto de carbono e de metil-clorofórmio (Zurer, 1994). Em setembro de 2002, 183 nações constavam como signatárias do protocolo (UNDP, 2005).

Os CFCs totalmente halogenados são os compostos mais destrutivos desta classe, fato este que levou ao desenvolvimento de várias alternativas ao uso destas substâncias. Os dois grupos de compostos que surgiram como substituintes dos CFCs são os hidrofluorcarbonos (HFCs) e os hidroclorofluorcarbonos (HCFCs). Contrastando com os CFCs, os HFCs e os HCFCs têm uma ou mais ligações C—H. A presença destas ligações químicas torna estes compostos mais vulneráveis ao ataque pelos radicais OH nas regiões inferiores da atmosfera. Uma vez que não contém cloro, os HFCs não atacam o ozônio, conforme mostrado na Figura 12-9. Embora os

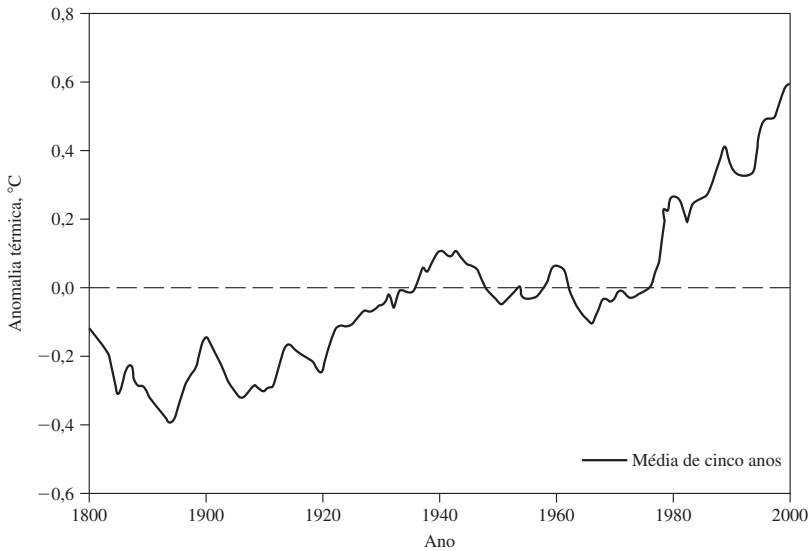


FIGURA 12-9 Temperatura superficial média global. A anomalia térmica é dada em relação à média obtida para o período 1951–1980 (linha tracejada)*.

HCFCs contêm o elemento, este cloro não é transportado para a estratosfera, já que a atividade sequestrante do OH na troposfera é relativamente eficiente.

A implementação do Protocolo de Montreal parece estar dando resultados. O uso de CFCs foi reduzido a um décimo dos níveis registrados em 1990 (UN, 2005). O estoque de cloro troposférico total gerado a partir de clorocarbonos de ciclos curtos e longos foi cerca de 5% menor em 2000, em relação ao pico registrado em 1992–1994. A taxa de variação no ano 2000 foi de aproximadamente – 22 partes por trilhão ao ano. Hoje, o nível de cloro total dos CFCs se mantém essencialmente constante, comparado com a ligeira elevação notada em 1998. O teor de bromo troposférico total dos hidrocarbonetos halogenados continua subindo 3% ao ano, o que corresponde a dois terços da taxa de crescimento registrado em 1996 (UNEP/WHO, 2002).

As questões em torno da redução da camada de ozônio e da mudança climática estão interrelacionadas. Com a redução dos estoques de CFCs na atmosfera, a contribuição destes compostos com o aquecimento global sofre queda equivalente. Por outro lado, o uso de HFCs e de HCFCs como substitutos para os CFCs agrava o quadro do aquecimento global. Sabe-se que a redução dos níveis de ozônio na camada estratosférica ajuda a reduzir a temperatura do planeta. Portanto, a recuperação da camada de ozônio tende a agravar o aquecimento global (UNEP/WHO, 2002).

O aquecimento global

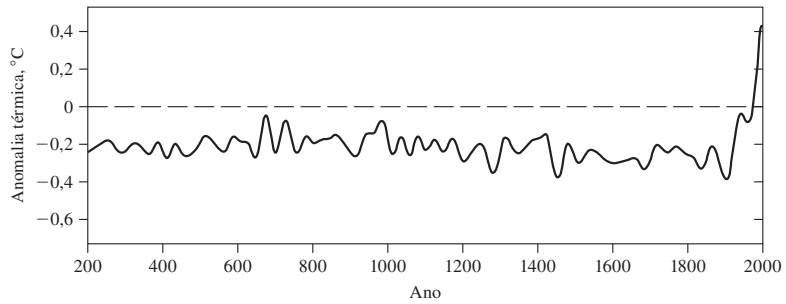
A base científica. A tese do aquecimento global ganhou força nas duas últimas décadas. Como mostra a Figura 12-9, a temperatura média calculada no ano 2000 para um período de 5 anos foi quase 0,6°C maior do que a média para o período 1951–1980 (Hansen e Sato, 2004). Mann e Jones (2003) coletaram dados de temperatura, obtidos com dados proxy**, com base na análise de sedimentos, de testemunhos de gelo e estudo dos anéis de crescimento no lenho das árvores da série histórica dos dois últimos milênios. Os resultados desta pesquisa (Figura 12-10)

*N. de R.T.: Por definição, anomalia térmica é a diferença de temperatura entre o ano em questão e um período de referência em média, o que é considerado normal.

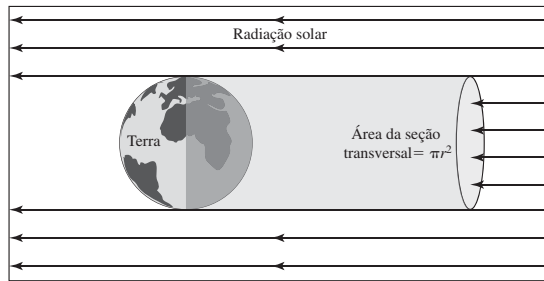
**N. de R.T.: Dados de proxy: Estimativas das condições em épocas remotas, quando não existiam medidas feitas com aparelhos adequados, a partir de uma variedade de registros ambientais naturais.

FIGURA 12-10

Reconstrução da temperatura média da superfície global. A anomalia térmica é dada em relação à média obtida para o período 1961–1990 (linha tracejada).

**FIGURA 12-11**

Área da seção transversal de uma esfera normal à radiação solar incidente na atmosfera terrestre. O raio da Terra é r .



mostram que a temperatura média na superfície da Terra vem aumentando nos últimos 100 anos, com um pico no ano 2000, maior do que em qualquer momento do passado.

Para entendermos a física do aquecimento global, é preciso utilizar o modelo mais simples de balanço de energia, o qual não leva em conta a localização geográfica do ponto de mensuração no planeta, o período, a precipitação, o vento, as correntes oceânicas, a umidade do solo ou qualquer outra variável. O modelo utilizado é um balanço simples de radiação, desenvolvido com base nos princípios descritos no Capítulo 4. Ele se baseia na relação de igualdade entre a energia solar absorvida pela Terra e a energia emitida devolvida ao espaço.

A **constante solar** é a intensidade anual média da radiação interceptada pela seção transversal de uma esfera com diâmetro igual ao da Terra, fora da atmosfera terrestre e normal à radiação incidente (Figura 12-11). A constante solar é objeto de pesquisas há muitos anos. Embora vários estudos indiquem que o valor da constante solar esteja entre $1379 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ e $1396 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, utilizaremos o valor arredondado $1400 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$. A taxa em que a energia solar irradia na Terra é o produto do fluxo energético ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$) pela área da seção transversal perpendicular a ele:

$$E = S\pi r^2 \quad (12-12)$$

onde E = energia irradiada na Terra (W)
 S = constante solar ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)
 r = raio da Terra (m)

Uma fração da radiação que atinge a Terra é refletida para o espaço. A relação entre a radiação refletida por um objeto e aquela absorvida por ele é denominada **albedo**. Para a Terra, o valor normalmente aceito é 0,3. Logo, a energia absorvida pelo planeta é:

$$E_{\text{absorvida}} = (1 - \alpha)S\pi r^2 \quad (12-13)$$

onde α = albedo

Partimos da hipótese de que a Terra irradia energia segundo a definição de corpo negro (ver o Capítulo 4) na temperatura T . A energia emitida por unidade de área e de tempo é dada pela Equação 4-55. A energia emanante total, devolvida ao espaço pela superfície da Terra é:

$$E_{\text{emitida}} = \sigma T_e^4 4\pi r^2 \quad (12-14)$$

onde σ = constante de Stefan-Boltzman = $5,67 \times 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$

T_e = temperatura de corpo negro da terra (K)

$4\pi r^2$ = área superficial da esfera

No estado estacionário, isto é, supondo-se que a temperatura da Terra não tenha variado de forma apreciável ao longo de milênios:

$$E_{\text{absorvida}} = E_{\text{emitida}} \quad (12-15)$$

Resolvendo a equação para a temperatura de corpo negro da Terra:

$$\begin{aligned} T_e &\approx \left[\frac{(1 - \alpha)S}{4\sigma} \right]^{1/4} \\ &\approx \left[\frac{(1 - 0,3)(1.400 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2})}{4(5,67 \times 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4})} \right]^{1/4} \\ &\approx 256,3 \text{ ou } 256 \text{ K ou } -16,6 \text{ ou } -17^\circ\text{C} \end{aligned} \quad (12-16)$$

Este resultado é muito diferente da temperatura média da Terra, 288 K (15°C). A temperatura real difere da temperatura do corpo negro devido ao **efeito estufa**. Para entendermos o fenômeno, precisamos voltar à relação entre o espectro de comprimentos de onda irradiados por um objeto e sua temperatura. O comprimento de onda da energia emitida por um corpo negro em determinada temperatura pode ser estimado com a equação do deslocamento de Wien:

$$\lambda_{\text{máx}} = \frac{2897,8 \text{ } \mu\text{m K}}{T} \quad (12-17)$$

onde T = temperatura absoluta do corpo (K).

O sol é entendido como um corpo negro com temperatura igual a 6000 K e pico de intensidade de aproximadamente 0,5 μm . A Terra, cuja temperatura de corpo negro é 288 K, tem seu pico perto de 10 μm . Os espectros de emissão de corpo negro do Sol e da Terra são mostrados na Figura 12-12a. Os espectros para o sol mostram a radiação incidente de “ondas curtas”. Os espectros para a Terra mostram a radiação dissipada de “ondas longas”. Observe que a abscissa do gráfico está em escala logarítmica.

À medida que a radiação entra na atmosfera terrestre, ela é afetada pela presença de aerossóis e gases atmosféricos. Parte destes constituintes espalham a radiação por reflexão, parte deles interrompe o fluxo radioativo por adsorção, e parte deixa a radiação passar, inalterada. O principal fenômeno envolvido no efeito estufa é a capacidade dos gases atmosféricos de absorverem a energia radiante. Durante a vibração e a rotação, os átomos absorvem e irradiam energia com comprimentos de onda específicos. Se a frequência das oscilações moleculares for semelhante à frequência da energia radiante na vizinhança das moléculas, estas poderão absorver esta energia. A absorção ocorre o longo de um intervalo limitado de frequências, o qual varia de molécula para molécula. Um gráfico da absorção percentual da radiação solar *versus* comprimento de onda é chamado de espectro de absorção (Figura 12-12b). A soma das absorções dos gases registradas nas proximidades do solo é mostrada na parte inferior da Figura 12-12b. As áreas sombreadas mostram a radiação absorvida. As áreas claras indicam a radiação transmitida. Estas áreas são denominadas “janelas” espectrais.

A Figura 12-12b revela que praticamente toda a radiação solar incidente com comprimentos de onda no intervalo ultravioleta (< 0,3 μm) é absorvida pelo oxigênio e pelo ozônio. Esta absorção ocorre na estratosfera, protegendo a vida na Terra contra os perigos da radiação ultravioleta.

Na outra extremidade do espectro, os gases com papel ativo na interceptação da radiação absorvem comprimentos de onda maiores do que 4 μm . Estes gases são chamados de **gases estufa (GEE)**. Ao absorver a radiação incidente, a atmosfera terrestre se aquece, dissipando energia no espaço. Estes gases atuam de modo análogo ao vidro do telhado e das paredes de uma estufa de jardim, pois permitem a passagem de radiação com comprimento de onda curto (ultravioleta), a qual aquece a superfície do solo, mas restringem a perda de calor por dissipação para o espaço. Quanto maior a quantidade de gases estufa na atmosfera, mais efetiva ela se torna ao restringir a dissipação da radiação com comprimento de onda longo (infravermelho). Os gases estufa atuam como uma espécie de cobertor, capaz de elevar a temperatura da Terra acima dos 256 K calculados a partir do balanço radiativo.

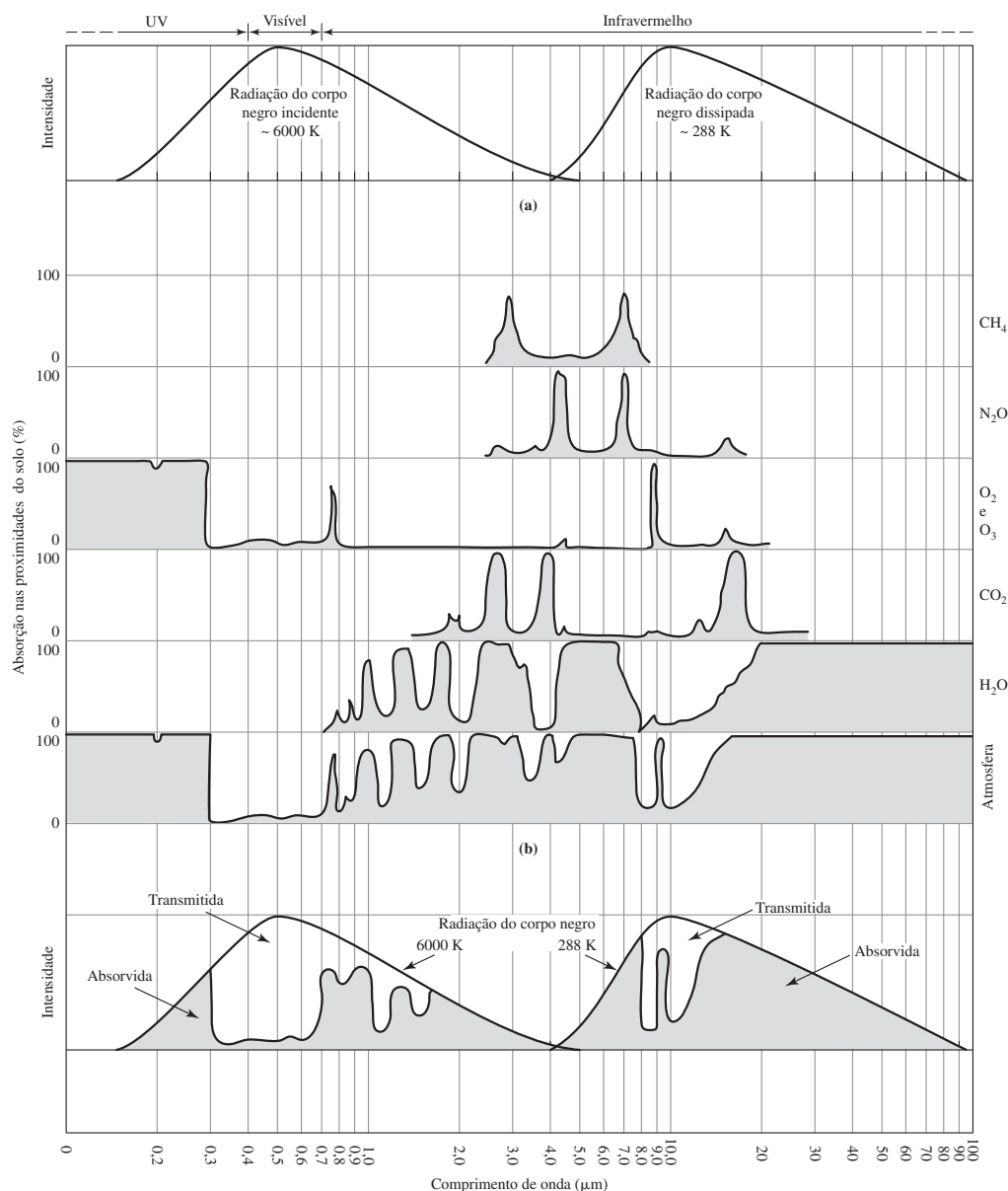


FIGURA 12-12 (a) Curvas de radiação do corpo negro para o sol (6000 K) e a Terra (288 K). (b) Curvas de absorção de diversos gases. A parte inferior da figura mostra a absorção atmosférica total e a sobreposição da absorção na radiação do corpo negro. As áreas sombreadas indicam a absorção. As áreas claras indicam a dissipação.

Uma série de outras variáveis têm papel importante no balanço radiativo, como a reflexão pelas nuvens e aerossóis, a evapotranspiração, a emissão de calor latente e a transferência de calor convectivo. O balanço energético médio global mostrado na Figura 12-13 resume os principais fluxos de energia.

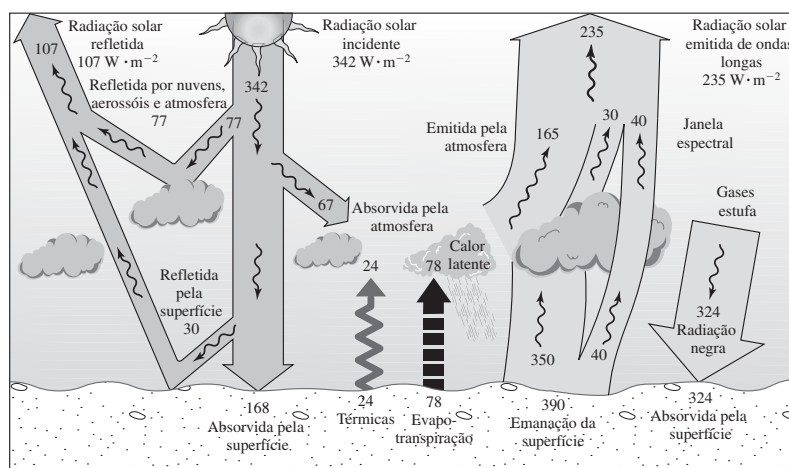


FIGURA 12-13 Balanço energético médio anual da Terra. Todos os fluxos são dados em $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$. Da radiação solar total incidente, 49% ($168 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$) são absorvidos pela superfície. Este calor é devolvido à atmosfera como calor sensível, evapotranspiração (calor latente) e radiação infravermelha térmica. A maior parte desta radiação é absorvida pela atmosfera, que, por sua vez, emite radiação tanto no sentido ascendente quanto no sentido descendente. A radiação perdida para o espaço vem do topo das nuvens e regiões atmosféricas muito mais frias que a superfície. Isto provoca um efeito de estufa.

A hipótese de que o aumento dos níveis de gases estufa geram o aquecimento global é amplamente aceita pela comunidade científica. Diferentemente do ozônio, estes gases deixam passar a luz UV, de comprimento de onda curto. Contudo, estes gases absorvem e emitem radiações de ondas longas, em comprimentos de onda típicos da Terra e da atmosfera. O CO_2 foi identificado como o principal gás estufa, devido a sua abundância e a seu intenso espectro de absorção na região em que a Terra emite a maior proporção de sua radiação infravermelha.

Além do CO_2 , outros gases atuam no efeito estufa. Para compararmos os papéis destes gases no aquecimento global, utilizaremos um fator proporcional, o Potencial de Aquecimento Global (em inglês, *Global Warming Potential*, GWP). O GWP leva em conta três fatores:

- A força radiativa decorrente da adição de uma unidade de massa de cada gás estufa.
- A estimativa da taxa na qual a massa de gás adicionada decai, com o tempo.
- A estimativa da força radiativa cumulativa que a adição de uma unidade de massa terá, com o tempo.

Os valores de GWP de algumas espécies químicas são dados na Tabela 12-11.

Desde as primeiras medições sistemáticas, realizadas em 1958 em Mauna Loa, no Havaí, os níveis de CO_2 subiram de 316 ppm para 389 ppm (Keeling e Whorf, 2005; Pittman, 2011). A análise do ar aprisionado nos testemunhos de gelo recolhidos na Groelândia e na Antártida revelou que os níveis pré-industriais do CO_2 eram da ordem de 280 ppm. Os testemunhos de gelo indicam também que, ao longo dos últimos 160 mil anos, as oscilações nos estoques atmosféricos do CO_2 foram maiores do que 70 ppm (Hileman, 1989), e que hoje estes níveis atingem o seu pico, considerando-se as estimativas calculadas para os últimos 650 mil anos (Hileman, 2005). Já o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas projeta que os estoques atmosféricos de CO_2 tenham aumentado 30% desde 1750, e que a concentração atual do gás é a mais alta entre os valores calculados para os últimos 420 mil anos. O IPCC vai além, e avalia que este pico nos estoques de CO_2 atmosféricos se estenda também para os últimos 20 milhões de anos (IPCC, 2001a). Outros gases contribuem com a magnificação do efeito estufa, como o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e os CFCs, todos com comportamentos radiativos semelhantes ao do CO_2 . Embora as concentrações destes gases sejam muito menores do que as do CO_2 , o entendimento

TABELA 12-11 Potencial de aquecimento global (GWP) tomando-se como referência o dióxido de carbono medido ao longo de um período de 20 anos

Compostos químicos	Tempo de vida, anos	GWP, kg de CO ₂ /kg de gás
Dióxido de carbono (CO ₂)	30–200	1
Metano (CH ₄)	12	62
Óxido nitroso (N ₂ O)	114	275
CFC-12 (CF ₂ Cl ₂)	100	10.200
HCFC-22 (CHF ₃ Cl)	12	4800
Tetrafluorometano (CF ₄)	50.000	3900
Hexafluoreto de enxofre (SF ₆)	3200	15.100

Fonte: IPCC, 2000.

geral é o de que a radiação que retêm corresponda a cerca de 60% da radiação aprisionada pelo principal gás estufa.

Em 2007, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas declarou que: “A elevação registrada nas temperaturas médias globais, a contar do século XX, deve-se, muito provavelmente*, ao aumento das concentrações atmosféricas de gases estufa... As influências das atividades humanas hoje são válidas também para outros aspectos do clima, como o aquecimento dos oceanos, as variações nas temperaturas continentais médias, os extremos de temperatura e os padrões de ventos.”**

Cerca de três quartos das emissões antropogênicas do CO₂ lançadas na atmosfera nos últimos 20 anos são atribuídos à queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2001a). Na década de 1980, o intenso desflorestamento foi identificado como um fator que contribuía para o agravamento do problema. Tanto a queima de madeira como a emissão de carbono pelos processos de degradação bacteriana também aumentam os estoques de CO₂ atmosférico. Todavia, talvez o fator mais importante seja o fato de que o desflorestamento inviabiliza o surgimento de sumidouros de CO₂, definidos como mecanismos de remoção do gás da atmosfera. Quando respiram, as plantas utilizam o CO₂ como fonte de carbono. Este CO₂ é fixado na biomassa mediante processos fotossintéticos. Por exemplo, uma floresta equatorial em pleno desenvolvimento fixa entre 1 kg e 2 kg de carbono por metro quadrado de área florestada a cada ano. Em contrapartida, as lavouras fixam apenas 0,2 kg · m⁻² e 0,4 kg · m⁻², quantidade esta que é reciclada por bioconsumo e conversão em CO₂.

Mesmo que os níveis atmosféricos atuais dos gases estufa se mantivessem constantes, a temperatura média da Terra subiria perto de 0,1°C nas próximas décadas, por conta da prolongada meia-vida dos gases estufa na atmosfera. Uma vez que a remoção do CO₂ atmosférico é um processo extremamente lento, ele ainda continuará contribuindo com a elevação dos níveis dos oceanos por mais de um milênio (IPCC, 2007a).

Os impactos. Os esforços voltados para esclarecer as consequências do aquecimento global são fundamentados em modelos matemáticos de circulação global da atmosfera e dos oceanos. O IPCC se baseou nas estimativas mais otimistas existentes para declarar que a temperatura média da superfície da Terra aumentará entre 1,8°C e 4,0°C até o ano 2100 (IPCC, 2007a). Até o presente, estes modelos permitiram chegar a uma conclusão igualmente boa e ruim. Com base na elevação de 1,4°C a 5,8°C na temperatura global, as chances de os fenômenos listados abaixo ocorrerem em território norte-americano não podem ser desprezadas (IPCC, 2007b):

1. A queda nos custos com aquecimento de ambientes (que, contudo, pode ser compensada por despesas maiores com sistemas de ar condicionado).
2. O aumento da produção de alimentos em determinadas regiões do Canadá e a elevação na produção florestal de climas quentes (ante aumentos medianos da temperatura), e a redução da produção agrícola (com aumentos fortes da temperatura).
3. A facilitação da navegação no Oceano Ártico.

*Segundo o IPCC, a expressão indica que as chances de a hipótese ser comprovada são de 9 em 10.

**O IPCC é formado por mais de 673 cientistas e 420 especialistas de várias nações do mundo.

4. A necessidade de maior irrigação em regiões do Meio-Oeste e das Grandes Planícies nos Estados Unidos.
5. O aquecimento nas montanhas do oeste dos Estados Unidos e a consequente redução da extensão dos picos nevados, o aumento da ocorrência de inundações de inverno e a diminuição das vazões de cursos de água durante o verão, que viria a piorar a competição por recursos hídricos.
6. A intensificação dos impactos de pragas, doenças e incêndios em ambientes florestais.
7. O derretimento generalizado de solos permanentemente congelados, com efeitos adversos para a vida animal e vegetal, além da necessidade de reformularem-se os métodos usados na construção civil no Alasca e no norte do Canadá.
8. Uma elevação da ordem de 0,18 m a 0,57 m nos níveis dos oceanos, a qual intensificaria as inundações, os danos a estruturas costeiras, a destruição de zonas úmidas e a intrusão de água salgada nos estoques de água doce, sobretudo em áreas costeiras na Flórida e em grande parte da costa Atlântica.*

Como mostra a Tabela 12-12, tudo indica que a escala global dos impactos será no mínimo grave, senão catastrófica.

O Protocolo de Kyoto. A versão inicial do protocolo foi assinada em 1992. Em 1997, as metas do protocolo para a redução das emissões e gases estufa pelas nações industrializadas foram estabelecidas. A aprovação do protocolo dependeu de duas condições:

- A ratificação por 55 países.
- A ratificação por nações que respondessem por ao menos 55% das emissões geradas por 38 países industrializados, mais a Bielorrússia, a Turquia e o Cazaquistão.

A primeira condição foi atendida em 2002. Após a decisão dos Estados Unidos e da Austrália de não assinarem o protocolo, a posição da Rússia se tornou crucial para o atendimento da segunda condição. Em 18/11/2004, a Rússia assinou o Protocolo de Kyoto, que entrou em vigor 90 dias depois, em 16/2/2005. Naquela época, os países signatários tiveram de adotar as metas de redução de emissões. O protocolo definiu níveis de redução da ordem de 5%, com base nas emissões registradas no ano de 1990. Em dezembro de 2005, 157 países haviam assinado o protocolo, embora os Estados Unidos permanecessem determinados na recusa de aceitar qualquer compromisso com a redução das emissões de gases estufa (AP, 2005a).

Ainda que os Estados Unidos não tenham assinado o protocolo, 136 prefeitos de cidades norte-americanas que, juntas, somam mais de 30 milhões de habitantes, assinaram um acordo que previa a adoção das metas definidas pelo Protocolo de Kyoto (AP, 2005b). Em 20/12/2005, sete estados do nordeste dos Estados Unidos (Connecticut, Delaware, Maine, Nova Hampshire, Nova Jérsei, Nova York e Vermont) assinaram um acordo que definia limites de emissões de dióxido de carbono para termoeletricas (C&EN, 2006). Além disso, a Bolsa do Clima de Chicago ganhou a adesão de mais de 50 organizações, como a American Electric Power (Columbus, Ohio) e a TECO Energy (Tampa, Flórida). Vários estados seguiram o exemplo e deram sinais de que se esforçariam para implementar um programa de créditos de emissões. Contudo, não ficou claro se estes créditos (quer da Bolsa do Clima de Chicago, quer dos estados) seriam respeitados após a troca de governança.

Em 2005, o estado de Massachusetts enviou petição à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para que esta passasse a regulamentar as emissões de CO₂ de veículos automotores. A agência recusou a solicitação, afirmando que a Lei do Ar Limpo não autorizava a emitir regulamentações sobre a mudança climática. Além disso, mesmo que essa permissão existisse, a agência não o faria, já que a relação entre os gases estufa e o aquecimento global não fora estabelecido de forma inequívoca. Outro aspecto que pesou na decisão foi que a regulamentação das emissões de gases estufa por veículos seria uma iniciativa muito fragmentada, em claro conflito com a abordagem mais coesa iniciada pela Presidência da República, a qual focava no desenvolvimento de inovações técnicas para a solução do problema, não em

*A redução das calotas polares na Groelândia contribuirá com a elevação dos níveis dos oceanos após 2100, mesmo que o forçamento radiativo seja estabilizado em 1,8°C acima do valor atual. Estas calotas polares desapareceriam, fazendo com que os níveis dos oceanos subissem 7 m!

TABELA 12-12 Os principais impactos do aumento da temperatura global média

Variação anual na temperatura global média no período 1980–1999 (°C)						
	0	1	2	3	4	5°C
ÁGUA	Maior disponibilidade de água em regiões tropicais úmidas e latitudes elevadas Menor disponibilidade de água e aumento da incidência de estiagens em latitudes intermediárias e semiáridas baixas Centenas de milhões de pessoas expostas a níveis elevados de estresse hídrico					
ECOSSISTEMAS	Até 30% das espécies sob risco crescente de extinção Extinções significativas^a em todo o globo Aumento da incidência do branqueamento de corais Prevalência de corais com branqueamento Mortalidade extensiva de corais A tendência da biosfera terrestre de utilizar parte dos ecossistemas afetados como fonte líquida de carbono: ~ 15% ~ 40% dos ecossistemas Variações maiores na biodiversidade e risco elevado de incêndios florestais Mudanças em ecossistemas decorrentes do enfraquecimento da célula de revolvimento meridional do Atlântico					
ALIMENTOS	Impactos negativos complexos e localizados para pequenas residências, para a agricultura de subsistência e para o setor pesqueiro Tendência de redução da produção de cereais em regiões de baixa latitude Queda generalizada na produção de todos os cereais em baixa latitude Tendência de elevação na produção de cereais em latitudes intermediárias e altas Produção de cereais menor em algumas regiões					
ÁREAS COSTEIRAS	Maiores prejuízos causados por inundações e tempestades Perda de cerca de 30% das áreas costeiras úmidas do planeta^b Inundações costeiras capazes de afetar milhões de pessoas a cada ano					
SAÚDE	Maior incidência de problemas associados à desnutrição, à diarreia e a doenças cardiorrespiratórias e infecciosas Maior morbidade e mortalidade por conta de ondas de calor, inundações e estiagens Variação na distribuição de vetores de doenças Aumento expressivo da demanda por serviços de saúde					

^a O termo “significativo” implica proporções maiores do que 40%.

^b Com base na taxa de elevação dos níveis oceânicos de $4,2 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$ entre 2000 e 2080.

Observação: as linhas cheias indicam a relação entre os impactos. As linhas tracejadas sinalizam os impactos que se agravarão com o aumento da temperatura. As descrições são inseridas nos pontos relativos à temperatura em determinado impacto tem mais chances de se manifestar. A adaptação à mudança climática não foi considerada nestas estimativas. Todas as descrições foram adaptadas de estudos publicados e têm intervalos de confiança estatística elevados.

Fonte: IPCC, 2007b.

programas de regulamentação. Em 2/4/2007, a Suprema Corte dos Estados Unidos decidiu que os prejuízos associados à mudança climática são graves e claros, e que, enquanto a redução das emissões de automóveis por si só não possa reverter o quadro, o tribunal tem jurisdição na decisão sobre a obrigação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos de adotar medidas

para reduzir estas emissões. A corte também determinou que os gases estufa se encaixam na definição ampla, inserida na lei, de “poluentes atmosféricos”, e que a agência tem, portanto, autoridade para regulamentar a emissão destes gases na produção de veículos novos. Além disso, a Suprema Corte dos Estados Unidos observou que, segundo os termos da lei, a agência terá a liberdade de abster-se de promulgar regulamentações apenas quando puder garantir que os gases estufa não contribuem com a mudança climática (Supreme Court, 2007).

A justificativa para a ação. Apesar das opiniões conflitantes sobre as reais chances de o aquecimento global se concretizar como uma realidade incontestável, as consequências de ignorarem-se estas tendências climáticas são graves o bastante para justificar o investimento em pesquisa sobre o tema. Em um cenário em que os riscos da mudança climática fossem menores, as melhorias na eficiência energética para reduzir as emissões de gases estufa não perderiam validade, tanto da perspectiva da economia como da perspectiva da sustentabilidade. A eficiência energética traz benefícios para a redução dos custos com eletricidade e transporte. Além disso, esta condição contribui com a sustentabilidade, ao reduzir a pressão sobre a disponibilidade de recursos energéticos finitos. A expectativa de prejuízos causados pela mudança climática representa um ímpeto para o desenvolvimento de programas de eficiência energética.

12-7 A METEOROLOGIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

O funcionamento da atmosfera

A atmosfera é como um motor. Ela comprime e expande gases, realiza a troca de calor continuamente e, muitas vezes, gera o caos. A energia que alimenta esta máquina complexa é oriunda do sol. A diferença entre a energia irradiada sobre o equador e aquela que alcança os polos da Terra induz a circulação da atmosfera do planeta. A rotação da Terra e a diferença entre os valores de condutividade térmica dos oceanos e da massa terrestre caracterizam as condições climáticas.

Os máximos e os mínimos. Uma vez que o ar tem massa, ele também exerce pressão em torno de tudo o que ele envolve. A exemplo da água, cuja pressão exercida sobre um objeto aumenta com a profundidade, a pressão atmosférica é maior na superfície do que em altitudes maiores. Os máximos e mínimos representados nos mapas das condições climáticas representam as variações de pressão ao longo de determinada área. A elipses mostradas em mapas climatológicos são chamadas de **isóbaras**, isto é, linhas que circunscrevem regiões de mesma pressão. A Figura 12-14 mostra representações esquemáticas simplificadas de gráficos de sistemas de pressões alta e baixa. Na Figura 12-14a, o primeiro gráfico representa a superfície isobárica de um sistema de alta pressão, com máximo em 102,8 kPa. O gráfico inferior mostra a curva pressão vs. distância (x) de uma seção transversal das isóbaras, ao longo da linha AA . A curva

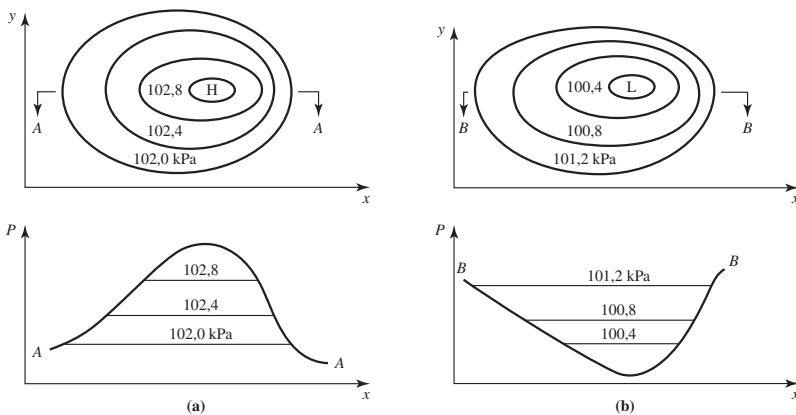


FIGURA 12-14 Os sistemas de alta e de baixa pressão.

mostrada, que lembra uma montanha, tem o máximo de pressão correspondente ao ponto H no gráfico de pressão. Um gráfico semelhante, para um sistema de baixa pressão, é mostrado na Figura 12-14b. A seção transversal na linha *BB* mostra um vale, no qual o mínimo de pressão corresponde ao ponto L na vista superior das isóbaras de baixa pressão.

O vento sopra das áreas de pressão alta para as de pressão baixa. Em um planeta sem rotação, a direção do vento seria perpendicular às isóbaras (Figura 12-15a). Contudo, a Terra tem rotação e, portanto, este movimento é intensificado por um momento angular denominado efeito de Coriolis. A direção resultante do vento no Hemisfério Norte é mostrada na Figura 12-15b. Os termos técnicos para estes sistemas são **anticiclone**, que representa o máximo, e **ciclone**, que representa o mínimo. Os anticiclones são associados ao tempo bom, já os ciclones são indicativos de tempo instável. Os tornados e furacões são os ciclones mais intensos.

A velocidade do vento é, em parte, função da inclinação da superfície isobárica. Quando duas isóbaras estão próximas, o **gradiente** de pressão é marcadamente inclinado, e a velocidade do vento é alta. Se as isóbaras estão distanciadas umas das outras, os ventos são fracos, ou sequer ocorrem.

A turbulência

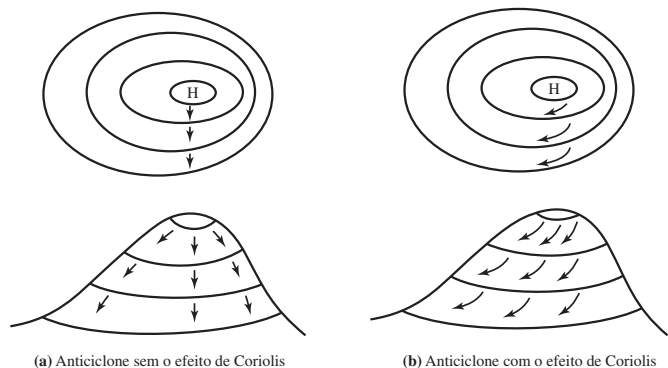
A turbulência mecânica. Em linguagem simples, a turbulência é a ocorrência de oscilações aleatórias na velocidade e na direção do vento, em relação aos valores médios destes parâmetros. Tais flutuações têm origem no fato de a atmosfera sofrer um constante processo de cisalhamento. Por sua vez, este fenômeno ocorre porque a velocidade do vento é zero na superfície do solo, mas aumenta com a altitude, até a velocidade limite, imposta pelo gradiente de pressão. O cisalhamento causa um movimento peculiar, caracterizado pela rolagem e pela ruptura de uma massa de ar em seu percurso sobre outra, mais lenta e mais próxima à superfície. Este movimento induz a formação de **redemoinhos**, os quais são de tamanhos diversos e se intensificam uns aos outros. Quanto maior a velocidade média do vento, maior a turbulência mecânica e, portanto, maior a facilidade de dispersão dos poluentes atmosféricos.

A turbulência térmica. A exemplo de outros fenômenos naturais, a interação complexa responsável pela turbulência mecânica é intensificada por um terceiro fator. O aquecimento do solo causa a turbulência atmosférica segundo um mecanismo análogo ao observado no aquecimento da base de uma chaleira com água. Durante o processo, correntes de densidade ascendentes são observadas na massa do líquido. Da mesma forma, a elevação da temperatura na superfície do solo altera a temperatura do ar sobre ela, gerando a turbulência térmica. As térmicas, isto é, correntes de ar utilizadas por praticantes de voos em asa delta ou em balões de ar quente, são exemplos deste tipo de turbulência.

Situação inversa é observada em noites calmas, quando o solo irradia calor para a atmosfera. O solo arrefecido induz a redução da temperatura da massa de ar sobrejacente, gerando uma corrente descendente.

FIGURA 12-15

O movimento do vento devido ao gradiente de pressão.



A estabilidade

A tendência de resistência ou intensificação do movimento vertical do ar atmosférico é denominada **estabilidade**. O fenômeno tem relação com a velocidade do vento e o **gradiente adiabático**, isto é, a variação da temperatura do ar com a altitude. Neste livro, utilizaremos apenas o gradiente adiabático como medida da estabilidade da atmosfera.

Existem três categorias de estabilidade atmosférica. Uma atmosfera **instável** é caracterizada por turbulência mecânica intensificada pela estrutura térmica do ar. A atmosfera é denominada **neutra** quando a estrutura térmica não piora ou resiste a turbulência mecânica. Nos casos em que a estrutura térmica inibe a turbulência mecânica, diz-se que a atmosfera é **estável**. Os ciclones são associados ao ar instável, enquanto os anticiclones são vinculados a condições de estabilidade atmosférica.

A estabilidade neutra. O gradiente adiabático de uma atmosfera neutra é definido pela velocidade da elevação (ou da queda) da temperatura sofrida por uma massa de ar em expansão (ou compressão) **adiabática**, isto é, sem a adição ou a perda de calor durante a ascensão na atmosfera. A velocidade de queda da temperatura ($-dT/dz$) é denominada **gradiente adiabático seco**, representado pela letra grega gama (Γ) e tem valor aproximado de $-1,00^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$.* (*Observação:* este parâmetro não é um gradiente, no sentido amplo do termo, como, por exemplo, dy/dx). Na Figura 12-16a, o gradiente adiabático seco de uma massa de ar é representado pela linha tracejada, enquanto a temperatura da atmosfera (gradiente adiabático ambiental) é indicada pela linha sólida. Uma vez que o gradiente adiabático ambiental é igual a Γ , diz-se que a atmosfera tem estabilidade neutra.

A atmosfera instável. Se a temperatura da atmosfera cai mais rapidamente do que Γ , o gradiente adiabático é chamado de **superadiabático** e a atmosfera está instável, como indica a Figura 12-16b. O gradiente adiabático real é mostrado pela linha sólida. Se enchermos um balão de ar poluído, e deslocá-lo em percurso adiabático por uma distância vertical de 100 m na atmosfera (os pontos A e B na Figura 12-16a), sua temperatura será alterada de $21,15^\circ\text{C}$ para $20,15^\circ\text{C}$. Se o gradiente adiabático for de $-1,25^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$, a temperatura do ar externo à parcela de ar transportada passa de $21,15^\circ\text{C}$ para $19,90^\circ\text{C}$. O ar no interior do balão é mais quente do que o ar externo. Esta diferença explica flutuabilidade de um balão de ar quente na atmosfera, cuja ascensão se dá sem esforço mecânico. Por essa razão, a turbulência mecânica é intensificada e a atmosfera fica instável. Contudo, se deslocarmos o balão em percurso adiabático descendente por 100 m, sua temperatura sobe segundo o gradiente adiabático seco, de $21,15^\circ\text{C}$ para $22,15^\circ\text{C}$. A temperatura externa à parcela de ar aumenta segundo o gradiente superadiabático, até atingir $22,40^\circ\text{C}$. O ar no interior do balão se torna mais frio do que o ar externo, e ele tenderá a cair. Mais uma vez, a turbulência mecânica (isto é, o deslocamento de ar) aumenta.

A atmosfera estável. Se a temperatura da atmosfera cair a uma velocidade menor do que Γ , ela é denominada atmosfera **subadiabática** e é considerada estável. Uma parcela de ar poluído transportada dentro de um balão em percurso adiabático vertical de 100 m na atmosfera tem sua temperatura reduzida de $21,15^\circ\text{C}$ para $20,15^\circ\text{C}$, a uma velocidade igual ao gradiente adiabático seco (Figura 12-16c). Contudo, como o gradiente adiabático ambiental é $-0,5^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$, a temperatura do ar externo ao balão cai a apenas $20,65^\circ\text{C}$. Uma vez que o ar no interior do balão é mais frio do que o ar externo a ele, a tendência observada é de queda do mesmo. Portanto, a turbulência mecânica (o deslocamento de ar) é inibida.

Em contrapartida, se deslocarmos o balão em percurso adiabático descendente por 100 m, a temperatura em seu interior aumentaria para $22,15^\circ\text{C}$ e a temperatura externa subiria para $21,65^\circ\text{C}$. Neste caso, o ar no interior da parcela é mais quente do que o ar externo, e ela tende a subir. Como nas descrições acima, a turbulência mecânica é suprimida.

*O valor de Γ do ar seco é $9,76^\circ\text{C} \cdot \text{km}^{-1}$. Na prática, ele é arredondado para $10^\circ\text{C} \cdot \text{km}^{-1}$. O gradiente adiabático seco é um conceito teórico utilizado na avaliação do comportamento da atmosfera. O U.S. Standard Atmosphere, uma série de padrões da atmosfera, descreve um perfil de temperatura média mais realista. O U.S. Standard Atmosphere é discutido em detalhe no Capítulo 2.

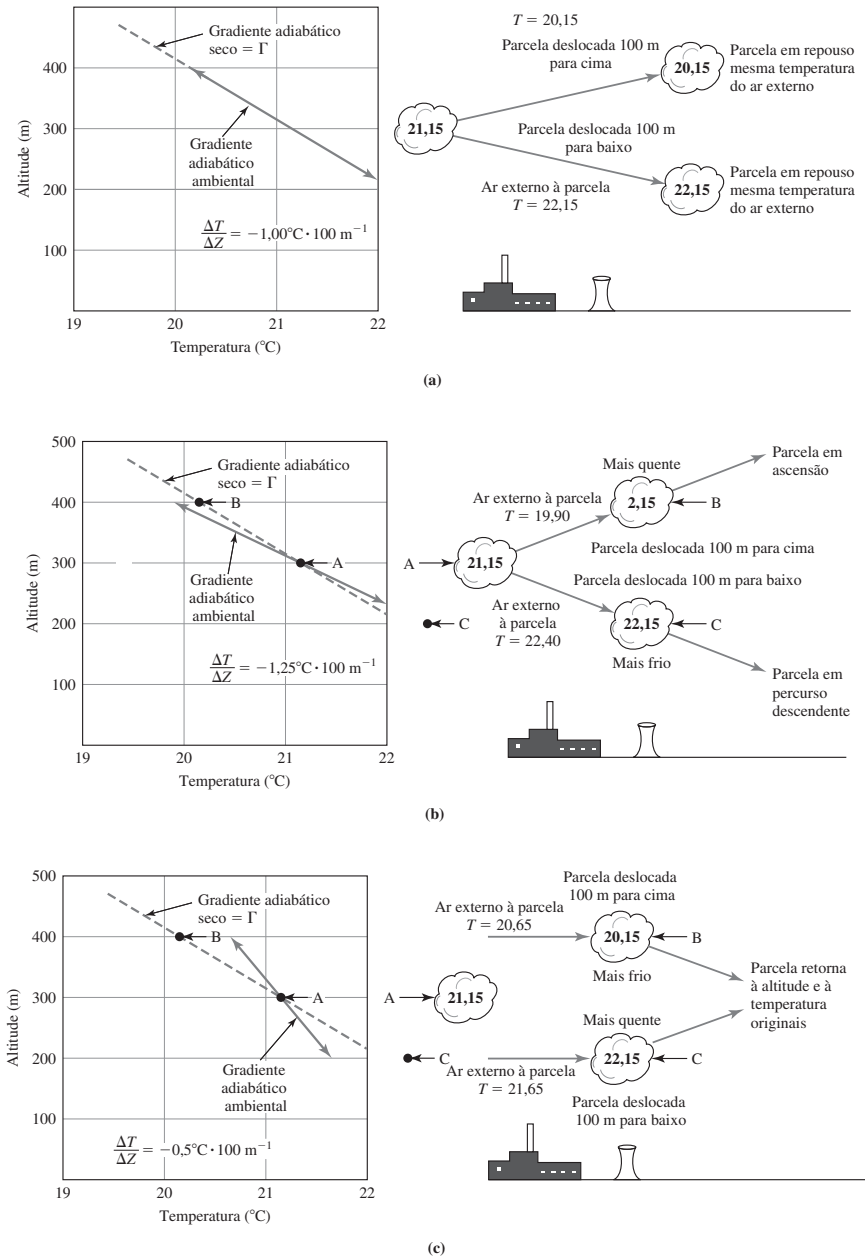


FIGURA 12-16 O gradiente adiabático e o deslocamento de parcelas de ar.

Dois casos especiais de gradiente subadiabático merecem destaque. Na ausência de variação de temperatura com a altitude, o gradiente adiabático é chamado de **isoterma**. Nas situações em que a temperatura sobe com a altitude, o gradiente adiabático é denominado **inversão térmica**. Como manifestação mais grave de um perfil térmico estável, a inversão é frequentemente associada a volumes de ar restritos responsáveis por episódios de poluição atmosférica. A Figura 12-17 mostra um claro exemplo de inversão.



FIGURA 12-17 Inversão térmica na termoeletrica de Four Corners. A foto foi tirada durante as operações de partida da unidade, antes de os sistemas de controle da poluição atmosférica entrarem em funcionamento.

EXEMPLO 12-3

Com base nos dados de temperatura e de altitude, calcule a estabilidade da atmosfera.

Altitude (m)	Temperatura (°C)
2,00	14,35
324,00	11,13

Solução Começamos determinando o gradiente adiabático existente.

$$\begin{aligned} \frac{\Delta T}{\Delta Z} &= \frac{T_2 - T_1}{Z_2 - Z_1} \\ &= \frac{11,13 - 14,35}{324,00 - 2,00} = \frac{-3,22}{322,00} = -0,0100^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1} = -1,00^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1} \end{aligned}$$

A comparação deste valor com Γ mostra que são idênticos. Logo, a estabilidade atmosférica é neutra.

Observação: as medidas de temperatura normalmente não são realizadas com duas casas decimais.

Os efeitos da topografia

As ilhas de calor. Uma massa de material natural ou antropogênico que absorve e reirradia calor a uma taxa maior do que a da vizinhança é denominada **ilha de calor**. O fenômeno é caracterizado por fortes correntes de convecção verticais sobre a área afetada. Este efeito se sobrepõe às condições meteorológicas preponderantes, mas é anulado por ventos intensos. As ilhas de

calor se formam em ambientes diversos, como grandes complexos industriais e cidades de tamanhos variados.

As ilhas de calor afetam a estabilidade atmosférica sobre os ambientes urbanos. Dependendo da localização das fontes poluentes, o fenômeno tem consequências positivas ou negativas. Por exemplo, para fontes poluentes atuantes junto ao solo, como automóveis, por exemplo, a camada de ar instável formada permite a diluição dos gases de escape dos veículos. Contudo, em condições estáveis, as plumas de chaminés altas são transportadas para o campo, por exemplo, onde as concentrações de poluentes junto ao solo são baixas. Dito de outro modo, a instabilidade causada pelas ilhas de calor mistura estas plumas ao ar próximo ao solo.

As brisas continentais e oceânicas. Um forte padrão local de circulação pode se desenvolver ao longo da costa de grandes massas de água, durante um anticiclone estacionário. À noite a terra esfria mais rapidamente do que a água. O ar um pouco mais frio sobre a terra se move na direção da água, formando a brisa continental (Figura 12-18). Na manhã seguinte, a terra se aquece mais rápido do que a água. O ar sobre a terra sofre efeito equivalente, e começa a subir. A parcela de ar que se eleva é substituída por aquela que se encontra próxima à superfície da água, formando a brisa oceânica (Figura 12-19).

O efeito da brisa oceânica na estabilidade atmosférica força uma inversão no perfil da temperatura. Durante o seu percurso da superfície da água para o solo, a parcela de ar aquece de baixo para cima. Logo, o gradiente adiabático faz com que uma pluma denominada *fanning* emitida por uma chaminé próxima à linha da água não se disperse no local (Figura 12-20). O gradiente cresce até atingir a altura da chaminé, à medida que o ar se desloca na direção do continente. Em algum ponto sobre o continente, as condições de instabilidade atmosférica fazem com que a pluma desça ao nível do solo, promovendo um evento denominado *fumigation*.

FIGURA 12-18 Brisa continental noturna.

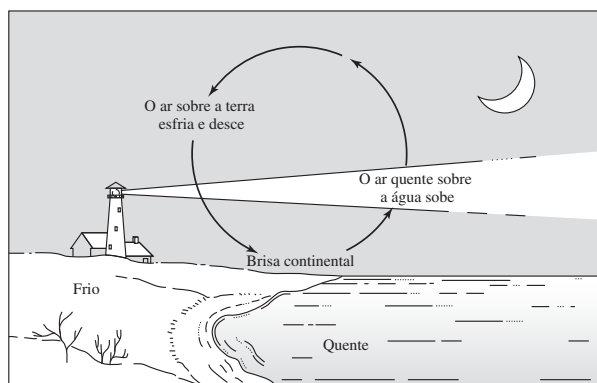


FIGURA 12-19 Brisa oceânica diurna.

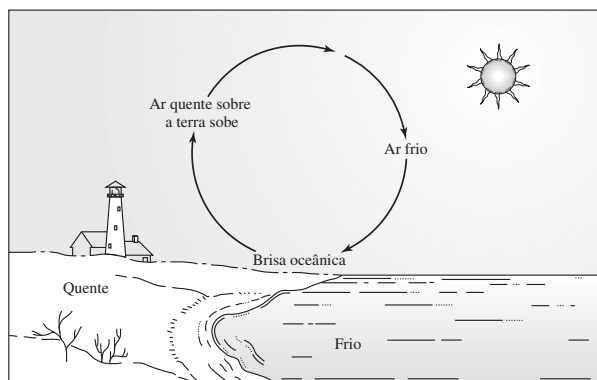
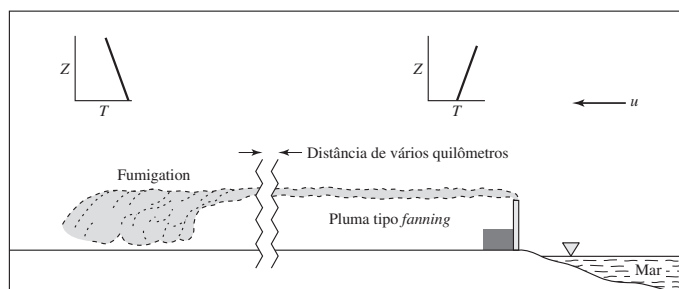


FIGURA 12-20 Efeito da brisa oceânica na dispersão de uma pluma.



Os vales. Os ventos de moderados a fortes gerados pela circulação do ar são canalizados por vales, dependendo do ângulo de incidência da corrente de ar. Estas correntes de ar se adaptam ao relevo, seguindo a direção do fundo do vale.

Em um anticiclone estacionário, o vale define a circulação do ar. O aquecimento dos despenhadeiros eleva a temperatura do ar que, com o tempo, torna-se mais leve e passa a se deslocar para cima. À noite, o processo de arrefecimento faz o vento soprar para o fundo do vale.

Os vales dispostos na direção norte-sul são mais suscetíveis a inversões do que terrenos planos. As escarpas do vale protegem o fundo contra o aquecimento radiativo pelo sol. Contudo, o fundo e as escarpas liberam calor no ar, durante a noite. Logo, quando os ventos são fracos, o solo não consegue aquecer o ar com a rapidez necessária para dissipar a inversão formada durante a noite.

12-8 A DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

Os fatores que afetam a dispersão dos poluentes atmosféricos

Os fatores que influenciam o transporte, a diluição e a dispersão dos poluentes atmosféricos podem ser classificados com base nas características da fonte de emissão, na natureza do poluente, nas condições meteorológicas, na topografia do terreno e nas edificações existentes. Estes aspectos foram discutidos nas seções anteriores, exceto as condições da fonte. Nesta seção, analisaremos o primeiro e o terceiro fatores para descrever os aspectos qualitativos do cálculo das concentrações de poluentes. Após, descreveremos um modelo quantitativo simples para a modelagem de fontes pontuais. Os modelos mais complexos utilizados para explicar o funcionamento das fontes poluentes em terrenos acidentados, em ambientes industriais ou períodos prolongados, além dos modelos para fontes área e móveis são tema para obras especializadas.

As características da fonte. A maior parte dos efluentes industriais é liberada verticalmente no ar, por chaminés ou dutos. À medida que a corrente de efluente gasoso se afasta do ponto de emissão, a pluma formada tende a expandir, misturando-se com o ar ambiente. O deslocamento do ar na horizontal promove a mistura da pluma na direção do vento. Em algum ponto entre 300 m e 3000 m a jusante, a pluma se estabiliza. Os poluentes gasosos se misturam ao ar em torno da pluma durante a ascensão e a estabilização horizontal. Neste processo, os poluentes são diluídos em volumes cada vez maiores de ar ambiente, até se dispersarem por completo e iniciarem o seu percurso de queda.

A elevação da pluma é influenciada pela inércia ascendente da corrente gasosa e pela sua flutuabilidade no ar. A inércia vertical tem relação com a velocidade e a massa do gás na saída da chaminé. A flutuabilidade da pluma é função da relação entre a massa do gás no ponto de emissão e a massa do ar ambiente. De modo geral, valores altos de velocidade e de temperatura do gás na saída da chaminé conduzem a pluma a grandes altitudes. A altitude da pluma e a altura física da chaminé formam o conceito de **altura efetiva de chaminé**.

A altitude atingida pela pluma a partir do ponto de emissão é um fator importante na determinação das concentrações dos poluentes encontrados no solo a jusante da chaminé. Quanto maior esta altitude, maior a distância disponível para a dispersão dos efluentes gasosos durante a expansão e a mistura da pluma ao ar.

A concentração de poluentes nas proximidades do solo é função da quantidade de contaminantes emitidos pela chaminé durante determinado período, da altura do ponto de emissão e das condições que promovem a dispersão da pluma. Logo, mantendo-se constantes os outros fatores, o aumento na taxa de emissão tem efeito proporcional nas concentrações do poluente no solo a jusante da chaminé.

A distância a sota-vento. Quanto maior a distância entre o ponto de emissão e o corpo receptor* localizado no nível do solo a jusante, maior será o volume de ar disponível para a dispersão da pluma antes de ela atingir o receptor.

A direção e a velocidade do vento. A direção do vento determina a direção em que o fluxo de efluente gasoso se desloca. A velocidade do vento afeta a elevação da pluma e a taxa de mistura ou de diluição dos gases, à medida que saem da chaminé. O aumento na velocidade do vento reduz a altitude da pluma, ao fazer com que ela se incline na horizontal mais abruptamente. Por sua vez, a pouca altitude da pluma contribui com o aumento da concentração do poluente no solo. Quando a velocidade do vento aumenta, cresce também a taxa da diluição da pluma e diminuem os níveis do poluente a jusante. Dependendo das condições, o efeito da velocidade do vento prevalece na dispersão da pluma, influenciando a distância em que ocorre a maior concentração de poluentes nas proximidades do solo, a jusante.

A estabilidade. A turbulência da atmosfera é o principal fator da dispersão de gases poluentes. Quanto mais instável a atmosfera, maior o poder de dispersão. As inversões não são governadas por fatores associados ao solo; ao contrário, o fenômeno inicia a determinada altitude acima do ponto de emissão e atua como uma espécie de capa contra a dispersão vertical.

A modelagem da dispersão

Algumas considerações gerais sobre o uso de modelos. Um modelo de dispersão é uma descrição matemática do transporte meteorológico e do processo de dispersão. Este modelo é quantificado em termos da fonte e dos parâmetros meteorológicos atuantes em determinado período. Os cálculos numéricos realizados permitem estimar as concentrações de um poluente específico em pontos e tempos predefinidos.

A validação destes modelos depende da medida das concentrações reais do poluente atmosférico estudado e da comparação destes valores com os números calculados a partir de testes estatísticos. Os parâmetros meteorológicos inseridos nos modelos incluem a direção e a velocidade do vento e a estabilidade atmosférica. Alguns modelos requerem o uso do gradiente adiabático e da altura da coluna de dispersão. Outros exigem dados sobre a altura e o diâmetro da chaminé, a temperatura e a velocidade do gás e a vazão mássica dos poluentes emitidos.

O sistema de classificação de modelos mais comum os divide em dois tipos, os modelos de curto prazo e os modelos climatológicos. Os modelos de curto prazo são usados para (1) estimar as concentrações em ambientes em que a amostragem é difícil, como a grandes altitudes ou no ar sobre ambientes aquáticos, (2) calcular a redução emergencial necessária da emissão na fonte em períodos de estagnação atmosférica (em cenários de alerta de episódios de poluição) e (3) estimar os locais onde concentrações de poluentes elevadas, no curto prazo, sejam mais prováveis (como parte da avaliação de pontos para a instalação de equipamentos de monitoramento).

Os modelos climatológicos são utilizados para estimar as concentrações médias durante períodos prolongados ou em momentos específicos do dia, considerando-se as estações do ano, para períodos longos. Os modelos de longo prazo são utilizados como ferramenta auxiliar para compreender o transporte atmosférico por longas distâncias. Examinaremos apenas os modelos de curto prazo, em sua aplicação mais simples.

O modelo gaussiano de dispersão simples. A equação de dispersão gaussiana básica pressupõe que a estabilidade atmosférica seja uniforme em toda a camada na qual o fluxo de

*N. de R. T.: A emissão é o lançamento de um poluente por uma fonte atmosférica, enquanto a imissão é a recepção deste poluente por um corpo receptor (solo, rio, homem, etc.).

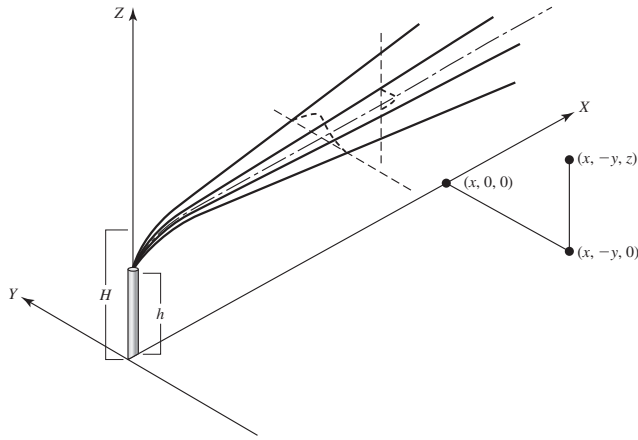


FIGURA 12-21 O sistema de coordenadas de dispersão da pluma gaussiana.

poluente gasoso é liberado. O modelo admite que a difusão turbulenta é uma atividade aleatória e, portanto, a dispersão do efluente gasoso na horizontal e na vertical pode ser descrita segundo uma equação gaussiana, ou normal. Outra hipótese é a de que o efluente gasoso é liberado na atmosfera a determinada distância do solo, igual à altura física da chaminé mais a elevação da pluma (ΔH). O modelo pressupõe que o grau de dispersão da pluma é inversamente proporcional à velocidade do vento (u), e que o material poluente que atinge o solo é totalmente refletido para a atmosfera, como um raio de luz incidente em um espelho. Em linguagem matemática, o rebatimento do poluente no solo é explicado com base em uma fonte hipotética localizada a uma distância $-H$ com relação ao nível do solo, a qual emite uma pluma imaginária com a mesma intensidade da fonte avaliada no cenário real. A mesma ideia básica pode ser utilizada para estabelecerem-se outras condições de camada limite para a equação, como a limitação à mistura na horizontal e na vertical.

O modelo. Escolhemos a equação apresentada por D. B. Turner (1967). Ela fornece a concentração (χ), no nível do solo, de um poluente em determinadas coordenadas (x e y) a jusante da chaminé, cuja altura efetiva é H (Figura 12-21). O desvio padrão da pluma na horizontal e na vertical é representado por s_y e s_z , respectivamente. Os desvios padrão são funções da distância a jusante da fonte e da estabilidade da atmosfera. A equação é:

$$\chi(x, y, 0, H) = \left[\frac{E}{\pi s_y s_z u} \right] \left[\exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{s_y} \right)^2 \right] \right] \left[\exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{s_z} \right)^2 \right] \right] \quad (12-18)$$

onde $\chi(x, y, 0, H)$ = concentração do poluente no nível do solo, a jusante ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

E = taxa de emissão do poluente ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)

s_y, s_z = desvios padrão da pluma (m)

u = velocidade do vento ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

x, y, z, H = distâncias (m)

exp = exponencial e (eleva os termos entre colchetes como potência de e , isto é, $e_{[\]}$, onde $e = 2,7182$)

O valor da altura efetiva da chaminé é a soma da sua altura física (h) e a altura da pluma (ΔH).

$$H = h + \Delta H \quad (12-19)$$

Observe que o modelo pressupõe que o terreno seja plano, isto é, $z = 0$.

ΔH pode ser calculado utilizando-se a fórmula de Holland (Holland, 1953):

$$\Delta H = \frac{v_s d}{u} \left[1,5 + \left(2,68 \times 10^{-2} (P) \left(\frac{T_s - T_a}{T_s} \right) d \right) \right] \quad (12-20)$$

onde v_s = velocidade na saída da chaminé ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

d = diâmetro da chaminé (m)

u = velocidade do vento ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

P = pressão (kPa)

T_s = temperatura da chaminé (K)

T_a = temperatura do ar (K)

Os valores de s_y e de s_z dependem da turbulência ou da estabilidade da atmosfera. As Figuras 12-22 e 12-23 são representações das relações entre a distância a jusante x (em quilômetros) e os valores de s_y e de s_z , (em metros). As curvas representam diversas condições atmosféricas: muito instáveis (A), instáveis (B), ligeiramente instáveis (C), neutras (D), estáveis (E) e muito estáveis (F). Estes parâmetros de estabilidade foram calculados para períodos médios de 3 a 15 minutos.

É possível extrapolar as curvas para outros tempos médios, multiplicando-se χ por constantes empíricas, como 0,36 para um período de 24 horas, por exemplo. Turner apresentou uma tabela (Tabela 12-13) e uma explicação que auxiliam a estimar a estabilidade com base na velocidade do vento e na intensidade da luz solar.

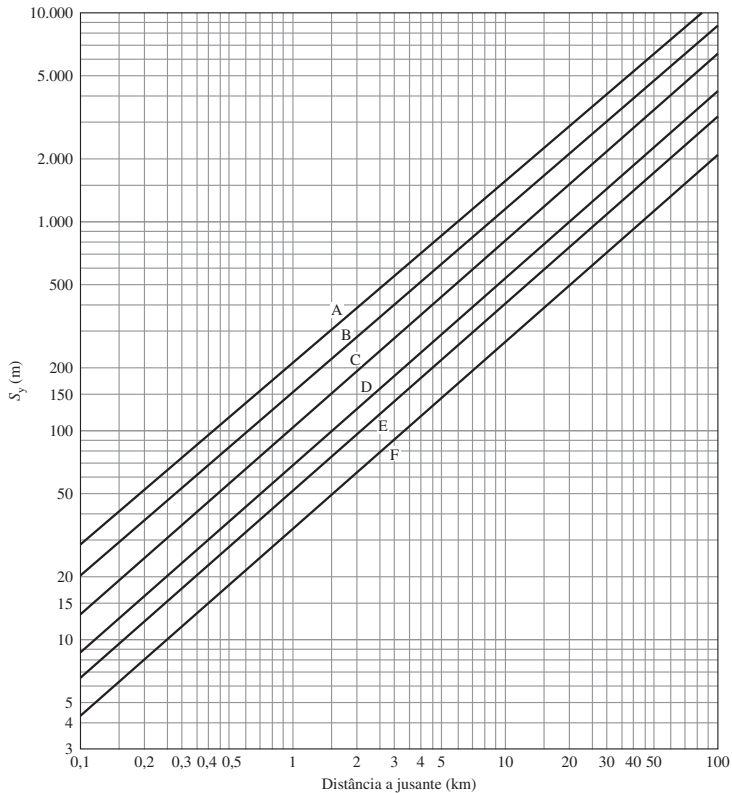


FIGURA 12-22 O coeficiente de dispersão horizontal.

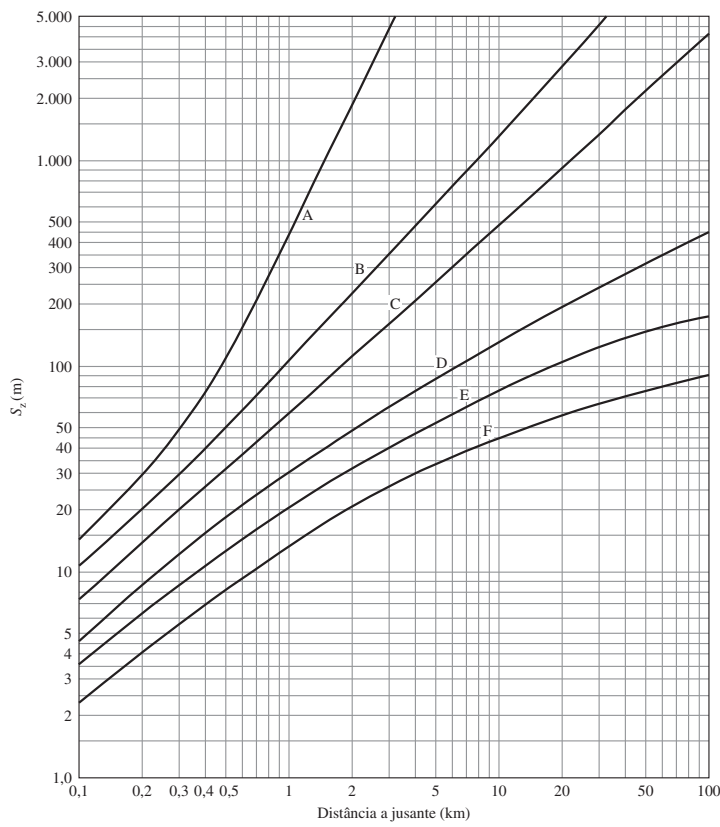


FIGURA 12-23
O coeficiente de dispersão vertical.

TABELA 12-13 A notação das categorias de estabilidade

Velocidade do vento (a 10 m) (m · s ⁻¹)	Dia ^a Irradiação solar incidente			Noite ^a	
	Forte	Moderada	Fraca	Cobertura fina de nuvens ou de nuvens baixas ≥ 4/8	Cobertura de nuvens ≤ 3/8
<2	A	A–B	B		
2–3	A–B	B	C	E	F
3–5	B	B–C	C	D	E
5–6	C	C–D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

^a A classe neutra, D, deve ser considerada para condições de tempo encoberto durante o dia ou a noite. Observe que “ligeiramente nublado” não é o mesmo que “nublado”.
Observações: a classe A é a mais instável, enquanto a classe F é a mais estável. O período da noite se estende da 1 hora que antecede o pôr do sol a 1 h após o nascer do sol. Observe que a classe neutra (D) pode ser considerada indicadora de condições de tempo encoberto durante o dia ou durante a noite, independentemente da velocidade do vento.
A radiação solar incidente “forte” corresponde a uma altitude solar maior do que 60 graus, com céu claro; insolação “fraca” indica altitude solar de 15 a 35 graus, com céu claro. A Tabela 170, Altitude Solar e Azimute, nas tabelas meteorológicas do Instituto Smithsonian, podem ser utilizadas para determinar a radiação solar. A radiação incidente que seria considerada forte com céu claro pode ser reduzida a moderada, com nuvens esparsas (5/8 a 7/8 de cobertura) e fraca em um céu com nuvens esparsas baixas.
Fonte: Turner, 1967.

TABELA 12-14 Valores de *a*, *c*, *d* e *f* para o cálculo de *s_y* e de *s_z*

Categoria da estabilidade	<i>x</i> < 1 km				<i>x</i> ≥ 1 km		
	<i>a</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>f</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>f</i>
A	213	440,8	1,941	9,27	459,7	2,094	−9,6
B	156	100,6	1,149	3,3	108,2	1,098	2
C	104	61	0,911	0	61	0,911	0
D	68	33,2	0,725	−1,7	44,5	0,516	−13
E	50,5	22,8	0,678	1,3	55,4	0,305	−34
F	34	14,35	0,74	−0,35	62,6	0,18	−48,6

Fonte: Martin, 1976.

TABELA 12-15 Valores do expoente *p* para regimes rurais e urbanos

Categoria da estabilidade	Rural	Urbano	Categoria da estabilidade	Rural	Urbano
A	0,07	0,15	D	0,15	0,25
B	0,07	0,15	E	0,35	0,30
C	0,10	0,20	F	0,55	0,30

Fonte: *User’s Guide for ISC3 Dispersion Models*, Vol. II, EPA-454/B-95-003b, U.S. Environmental Protection Agency, Setembro 1995.

Durante os cálculos utilizando o modelo de dispersão, é importante ter acesso a um algoritmo capaz de expressar as linhas das categorias de estabilidade nas Figuras 12-22 e 12-23. Martin desenvolveu algumas equações que permitem obter valores ajustados (Martin, 1976):

$s_y = ax^{0,894}$ (12-21)

$s_z = cx^d + f$ (12-22)

onde as constantes *a*, *c*, *d* e *f* são definidas na Tabela 12-14. Estas equações foram desenvolvidas para fornecer os valores de *s_y* e de *s_z* em metros para uma distância *x* a jusante da direção dos ventos, em quilômetros.

Como vimos, a velocidade do vento varia com a altura. A menos que a velocidade do vento na altura efetiva da pluma (*H*) seja conhecida, será preciso adotar uma correção para a altitude. Para altitudes na casa de algumas centenas de metros, uma expressão da lei de potência pode ser útil para estimar a velocidade do vento a altitudes diferentes daquela adotada na medida:

$u_2 = u_1 \left(\frac{z_2}{z_1} \right)^p$ (12-23)

onde *u₂* = velocidade do vento na altura *z₂*
u₁ = velocidade do vento na altura *z₁*
p = fator que é função da rugosidade do terreno e da estabilidade

Os valores de *p* recomendados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos são dados na Tabela 12-15.

EXEMPLO 12-4

Estima-se que a emissão de SO₂ de uma termoeletrica seja 1656,2 g · s^{−1}. A 3 km de distância a jusante dos ventos, durante uma tarde de verão com céu encoberto, qual é a concentração de SO₂ na linha central da pluma (*y* = 0), se a velocidade do vento no topo da chaminé é 4,50 m · s^{−1}?

Parâmetros da chaminé:

Altura: 120,0 m
 Diâmetro = 1,20 m
 Velocidade do gás na saída = $10,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
 Temperatura = 315°C

Condições atmosféricas:

Pressão = 95,0 kPa
 Temperatura = $25,0^\circ\text{C}$

Solução Começamos determinando a altura efetiva da chaminé (H):

$$\Delta H = \frac{(10,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(1,20 \text{ m})}{4,50 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \left\{ 1,5 + \left[2,68 \times 10^{-2}(95,0) \left(\frac{588 \text{ K} - 298 \text{ K}}{588 \text{ K}} \right) (1,20 \text{ m}) \right] \right\}$$

$$= 8,0 \text{ m}$$

$$H = 120,0 + 8,0 = 128,0 \text{ m}$$

A seguir, encontramos a categoria da estabilidade atmosférica. A nota de rodapé da Tabela 12-13 indica que a categoria D deve ser utilizada para condições de céu encoberto.

Uma vez que a velocidade do vento foi medida no topo da chaminé e que a altura efetiva dela (H) não é significativamente diferente da altura construída, podemos ignorar a correção da velocidade do vento pela lei da potência.

Das Equações 12-21 e 12-22, descobrimos que 3 km a jusante dos ventos predominantes e categoria D de estabilidade, os desvios padrão da pluma são:

$$s_y = 68(3)^{0,894} = 181,6 \text{ m}$$

$$s_z = 44,5(3)^{0,516} - 13 = 65,4 \text{ m}$$

Logo:

$$\chi = \left[\frac{1656,2}{\pi(181,6)(65,4)(4,50)} \right] \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{0}{181,6} \right)^2 \right] \right\} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{128,0}{65,4} \right)^2 \right] \right\}$$

$$= 1,45 \times 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}, \text{ ou } 1,5 \times 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ de SO}_2$$

Observações:

1. Os desvios padrão da pluma mostrados nas Figuras 12-22 e 12-23 são baseados em dados de campo obtidos utilizando-se 10 minutos como tempo de amostragem. As medidas em campo foram realizadas em ambientes relativamente abertos em locais afastados de centros urbanos. A aplicação destas equações em outros cenários não é indicada.
2. Esta concentração equivale a aproximadamente 0,56 ppm. Vários autores propuseram regras práticas para corrigir a diferença dos tempos médios entre os padrões e as estimativas fornecidas pela Equação 12-18 e os números de desvio padrão. Estas correções variam de 0,33 a 0,63, para um tempo médio de uma hora. Utilizando-se estas regras, a concentração máxima em uma hora seria estimada entre 0,19 ppm e 0,35 ppm. Estas estimativas indicam que o padrão de uma hora segundo os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar dos Estados Unidos não seria ultrapassado. A extrapolação das regras práticas para períodos prolongados tem utilidade questionável, porque o vento raramente mantém uma direção única por muito tempo.
3. A temperatura da chaminé utilizada neste exemplo é um pouco alta para usinas termoelétricas. Para chaminés de tijolo revestido, a queda da temperatura ao longo da estrutura é cerca de $0,9^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1}$ ($0,5^\circ\text{F/ft}$). A temperatura do gás na entrada da chaminé é da ordem de 320°C (Fryling, 1967). Logo, uma temperatura mais realista estaria perto de 210°C .

A inversão elevada. Na presença de inversão térmica, a equação básica da difusão precisa ser corrigida para levar em conta o fato de que a pluma não pode se dispersar na vertical depois de atingir a camada de inversão. Ao alcançar a superfície inferior desta camada, a pluma começa a se misturar na vertical, no sentido descendente (Figura 12-24). Esta mistura tem início à dis-

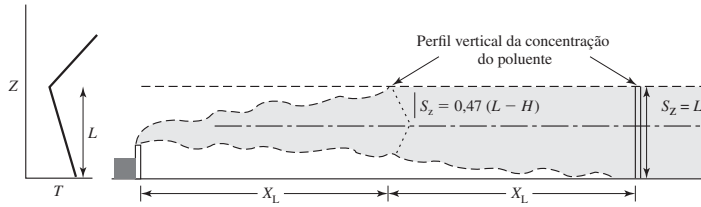


FIGURA 12-24 O efeito da inversão elevada na dispersão de um poluente.

tância X_L a jusante da direção dos ventos da chaminé. Esta distância é uma função da estabilidade da camada sob a inversão. Experiências em campo mostraram que o desvio padrão vertical da pluma pode ser calculado com a fórmula abaixo, na distância X_L :

$$s_z = 0,47(L - H) \quad (12-24)$$

onde L = altura da superfície inferior da camada de inversão (m)

H = altura efetiva da chaminé (m)

Quando uma pluma atinge o dobro da distância em relação ao ponto de contato inicial com a base da camada de inversão, ela está em regime de mistura completa com a superfície inferior daquela camada. Para um ponto além da distância igual a $2X_L$, a concentração da linha média dos poluentes pode ser estimada com a equação:

$$\chi = \frac{E}{(2\pi)^{1/2} s_y u L} \quad (12-25)$$

Observe que s_y é influenciada pela estabilidade da camada sob a inversão e a distância ao receptor no solo, utilizando-se a Figura 12-23 ou a Equação 12-21. Chamamos este fato de “inversão” ou “forma reduzida” da equação de dispersão.

EXEMPLO 12-5

Calcule a distância a jusante dos ventos predominantes de uma chaminé para a qual precisamos adotar a forma da inversão do modelo de dispersão, considerando as seguintes condições meteorológicas:

Altura efetiva da chaminé: 50 m

Cobertura de nuvens: ausente

Base da inversão: 350 m

Período: 11h 30

Velocidade do vento: $7,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ na altura efetiva da chaminé

Estação: verão

Solução Precisamos calcular a categoria da estabilidade utilizando a Tabela 12-13. Com velocidade maior do que $6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e irradiação forte, a estabilidade é categoria C.

A seguir, calculamos o valor de s_z :

$$s_z = 0,47(350 - 50 \text{ m}) = 141 \text{ m}$$

Utilizando a Figura 12-24, encontramos X_L . Para $s_z = 141$, desenhamos uma linha horizontal para a categoria C de estabilidade. Traçamos uma reta vertical até a “distância a jusante” e encontramos $X_L = 2,5 \text{ km}$.

Logo, para qualquer distância igual ou maior do que 5 km a jusante ($2X_L$), utilizamos a forma da inversão da equação (Equação 12-25).

Para distâncias menores do que 5 km, utilizamos a Equação 12-18 e o valor de s_z calculado a partir da distância ao ponto em questão e a estabilidade. Portanto, não devemos utilizar o valor de s_z calculado com a Equação 12-24 para encontrar χ .

12-9 O MODELO DA QUALIDADE DO AR EM AMBIENTES INTERNOS

Se considerarmos que uma casa ou um de seus cômodos seja uma caixa simples (Figura 12-25), a qualidade do ar no interior da caixa é função da entrada de ar do ambiente exterior, da presença de fontes poluentes internas, da existência de sumidouros para estas substâncias e da saída do ar para o ambiente externo. Sendo assim, podemos elaborar um balanço de massa para a caixa. Se assumirmos que o ar no interior dela estiver em regime de mistura completa, então:

$$\begin{aligned} \text{Taxa de aumento do nível de} &= \text{taxa de entrada de poluentes do ambiente externo} \\ \text{poluentes na caixa} &+ \text{taxa da contribuição de poluentes do ambiente interno} \\ &- \text{taxa da saída dos poluentes} \\ &- \text{taxa de decaimento dos poluentes na caixa} \end{aligned} \quad (12-26)$$

ou:

$$\forall \frac{dC}{dt} = QC_a + E - QC - kC\forall \quad (12-27)$$

onde $\forall$ = volume da caixa (m^3)

C = concentração do poluente ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Q = taxa de entrada e de saída do ar ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

C_a = concentração do poluente no ar externo ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

E = taxa de emissão de poluente de fontes internas ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)

k = coeficiente de velocidade de reação do poluente (s^{-1})

Os fatores de emissão de alguns poluentes de ambientes internos são dados na Tabela 12-16. A Tabela 12-17 lista os coeficientes de velocidade de reação de alguns poluentes comuns. A solução geral da Equação 12-27 é:

$$C_t = \frac{(E/\forall) + C_a(Q/\forall)}{(Q/\forall) + k} \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\frac{Q}{\forall} + k \right) t \right] \right\} + C_0 \exp \left[- \left(\frac{Q}{\forall} + k \right) t \right] \quad (12-28)$$

A solução no estado estacionário da Equação 12-28 é encontrada fazendo-se $dC/dt = 0$ e resolvendo a equação para C .

$$C_\infty = \frac{QC_a + E}{Q + k\forall} \quad (12-29)$$

Quando o poluente é conservativo* não decai com o tempo e não têm reatividade alta, $k = 0$. No caso especial em que ele é conservativo, sua concentração no ambiente é insignificante e a concentração inicial é zero, a Equação 12-27 é reduzida a:

$$C_t = \frac{E}{Q} \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\frac{Q}{\forall} \right) t \right] \right\} \quad (12-30)$$

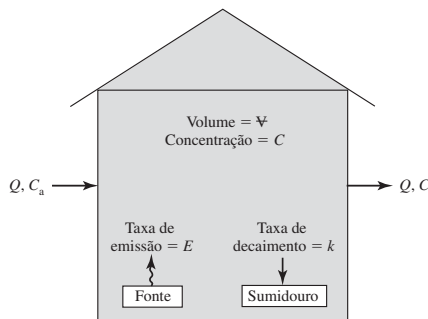


FIGURA 12-25

Modelo de balanço de massa para a poluição do ar em ambiente interno.

*N. de R. T.: Poluentes conservativos não são passíveis de qualquer tipo de degradação e são de difícil deposição.

TABELA 12-16 Fatores de emissão de alguns poluentes de ambientes internos e suas fontes

Fator de emissão $\mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$, em vários períodos após o início do período de uso					
Poluente	1 h	1 dia	1 semana	1 mês	1 ano
Pisos (carpetes e fibras sintéticas)					
Formaldeído	15	10	5	2	1
Estireno	50	20	6	3	2
Tolueno	300	40	20	10	1
COVT ^a	600	80	20	10	5
Tintas e revestimentos à base de solvente					
Decano	200.000	2000	0	0	0
Nonano	100.000	100	0	0	0
Pentilciclohexano	10.000	3000	0	0	0
Undecano	100.000	10.000	0	0	0
<i>m-, p</i> -Xilenos	50.000	5	0	0	0
VOCT	3×10^6	200.000	0	0	0
Tintas e revestimentos à base de água					
Acetaldeído	100	10	2	1	0
Etileno glicol	20.000	20.000	15.000	4.000	0
Formaldeído	40	100	2	1	0
COVT	50.000	40.000	20.000	200	20
Fotocopiadoras (processo seco, $\mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$ por equipamento)					
	Equipamento no modo espera		Equipamento em operação		
Etilbenzeno	10		30.000		
Estireno	500		7.000		
<i>m-, p</i> -Xilenos	200		20.000		
Fatores de emissão do formaldeído, $\mu\text{g} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$					
Placa de fibra de densidade média			17.600–55.000		
Placa de aglomerado			2.000–25.000		
Produtos feitos de papel			260–280		
Produtos feitos de fibra de vidro			400–470		
Vestuário			35–570		

^aCOVT = compostos orgânicos voláteis totais.

Fontes: Godish, 2001; Tucker, 2001.

TABELA 12-17 Coeficientes de velocidade de reação de alguns poluentes

Poluente	$k \text{ (s}^{-1}\text{)}$	Poluente	$k \text{ (s}^{-1}\text{)}$
CO	0,0	Particulados ($<0,5 \mu\text{m}$)	$1,33 \times 10^{-4}$
HCHO	$1,11 \times 10^{-4}$	Radônio	$2,11 \times 10^{-6}$
NO	0,0	SO ₂	$6,39 \times 10^{-5}$
NO _x (em N)	$4,17 \times 10^{-5}$		

Fonte: Traynor, Allen e Apte, 1982.

EXEMPLO 12-6

Um aquecedor a querosene funciona durante 1 hora em um cômodo com volume igual a 200 m^3 . O equipamento emite SO_2 a uma taxa de $50 \mu\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$. A concentração de SO_2 no ar ambiente (C_a) e a concentração inicial do composto no interior do cômodo (C_o) são iguais, $100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Para uma taxa de ventilação de $50 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$, qual é a concentração de SO_2 no ambiente interno ao final de 1 hora? Assuma que o ar no interior do cômodo esteja em regime de mistura completa.

Solução A concentração do SO_2 no ar interno é calculada utilizando-se a forma geral do modelo da qualidade do ar interno (Equação 12-28). A velocidade de decaimento do SO_2 é $6,39 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ (Tabela 12-14). Além disso, $50 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ equivale a $0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

$$\begin{aligned} C_i &= \frac{(50 \mu\text{g} \cdot \text{s}^{-1} / 200 \text{ m}^3) + 100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} (0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} / 200 \text{ m}^3)}{(0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} / 200 \text{ m}^3) + 6,39 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}} \\ &\quad \times \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\frac{0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{200 \text{ m}^3} + 6,39 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1} \right) (3600 \text{ s}) \right] \right\} \\ &\quad + (100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}) \exp \left[- \left(\frac{0,050 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{200 \text{ m}^3} + 6,39 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1} \right) (3600 \text{ s}^{-1}) \right] \\ &= 876,08 [1 - \exp(-1,13)] + 100 \exp(-1,13) \\ &= 876,08 (1 - 0,323) + 100 (0,323) \\ &= 593,09 + 32,3 = 625,39, \text{ ou } 630 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \end{aligned}$$

12-10 O CONTROLE DA POLUIÇÃO EMITIDA POR FONTES ESTACIONÁRIAS

Os poluentes gasosos

A absorção. Os dispositivos baseados no princípio da absorção transferem o poluente de uma fase gasosa para uma fase líquida. Este processo de transferência de massa é caracterizado pela dissolução do gás no líquido. A dissolução pode ou não ser acompanhada de reação com um componente da fase líquida. A **transferência de massa** é um processo de difusão, no qual o gás poluente se move de pontos de concentração alta para áreas de concentração reduzida. A remoção do poluente gasosos ocorre em três etapas:

1. A difusão do poluente gasoso na superfície do líquido
2. A transferência na interface gás-líquido (dissolução)
3. A difusão do gás dissolvido na massa de líquido

As câmaras de aspersão (Figura 12-26) e as torres (ou colunas, Figura 12-27) são dois tipos de equipamentos utilizados para absorver gases poluentes. Os lavadores são um tipo de câmara de aspersão na qual as gotículas do líquido absorvem o gás. Nas torres, uma camada fina de líquido é usada como meio de absorção. Independentemente do tipo de equipamento, é necessário que a solubilidade do poluente no líquido seja alta. Em muitos casos em que a água é utilizada como solvente, esta condição limita a aplicação do equipamento à remoção de alguns gases, como o NH_3 , o Cl e o SO_2 . Os lavadores têm eficiência relativamente baixa, embora tenham a vantagem de remover também o material particulado durante a operação. As torres são muito mais eficientes, ainda que sofram entupimento por material particulado.

A extensão da absorção possível em uma solução inerte é determinada pela pressão parcial do poluente. Para soluções diluídas (como ocorre em sistemas de controle de poluição,

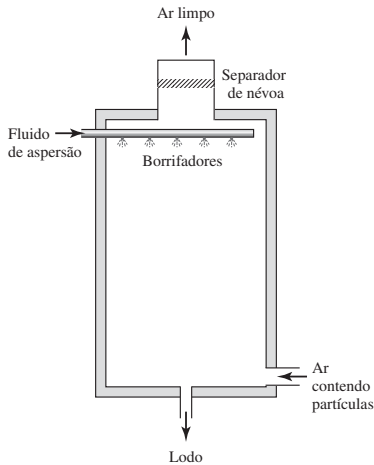


FIGURA 12-26 Uma câmara de aspersão.

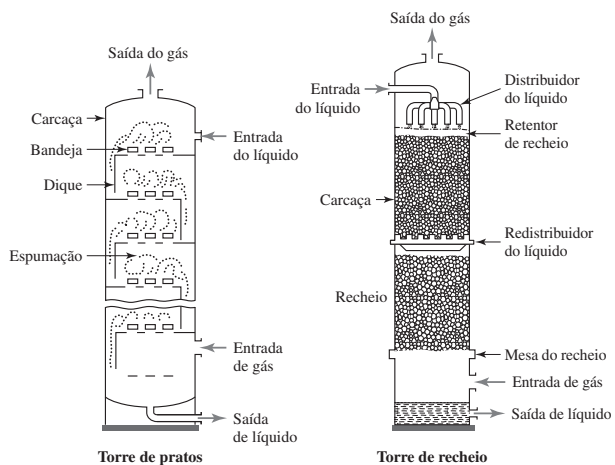


FIGURA 12-27 Sistemas de absorção.

por exemplo), a relação entre pressão parcial e a concentração do gás em solução é dada pela lei de Henry:

$$P_g = K_H C_{\text{equil}} \quad (12-31)$$

onde P_g = pressão parcial do gás em equilíbrio com o líquido (kPa)

K_H = constante da lei de Henry ($\text{kPa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)

C_{equil} = concentração do gás poluente na fase líquida ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

A Equação 12-31 admite que a pressão parcial do gás precisa aumentar à medida que o líquido acumula poluente removido do meio; do contrário, ele sai de solução. Uma vez que o líquido remove o poluente da fase gasosa, a pressão parcial cai à medida que o gás é lavado. Mas isto contraria nosso objetivo. A maneira mais fácil de resolver este problema consiste em fazer o gás fluir no sentido oposto ao do líquido, no que é chamado de **contrafluxo**. Este método permite que as concentrações elevadas de poluente no efluente gasoso sejam absorvidas no líquido com concentração de poluente elevada. Os teores reduzidos de poluente no gás são absorvidos pelo líquido isento de poluentes.

A adsorção. A adsorção é um processo de transferência de massa no qual o gás é ligado a um sólido. É um fenômeno de superfície. O gás, chamado de adsorvato, penetra nos poros do sólido, denominado adsorvente, não na estrutura deste. A ligação pode ser física ou química. Forças eletrostáticas retêm o gás poluente nos casos em que a força que prevalece é de caráter físico. A união química se dá por reação com a superfície. Recipientes pressurizados com leito fixo são utilizados para suportar os adsorventes (Figura 12-28). O carvão ativado (vegetal), as peneiras moleculares, a sílica gel e a alumina ativada são os materiais adsorventes mais comuns. O carvão ativado é produzido a partir de cascas de nozes, de coco ou de carvão submetido a tratamento térmico em atmosfera redutora. As peneiras moleculares são zeólitas desidratadas (silicatos alcali-metálicos). O silicato de sódio reage com o ácido sulfúrico para produzir sílica gel. A alumina ativada é um óxido de alumínio hidratado de estrutura porosa. A propriedade que estes materiais têm em comum é uma ampla área superficial ativa por unidade de volume. Eles são bastante efetivos no tratamento da poluição por hidrocarbonetos. Além disso, estes materiais adsorventes capturam o H_2S e o SO_2 . Existem peneiras moleculares especiais, capazes de aprisionar também o NO_2 . Com exceção do carvão ativado, os materiais adsorventes têm a desvantagem de selecionar a água em preferência aos poluentes que devem capturar. Logo, a água precisa ser removida de um efluente gasoso, antes do tratamento com estes materiais.

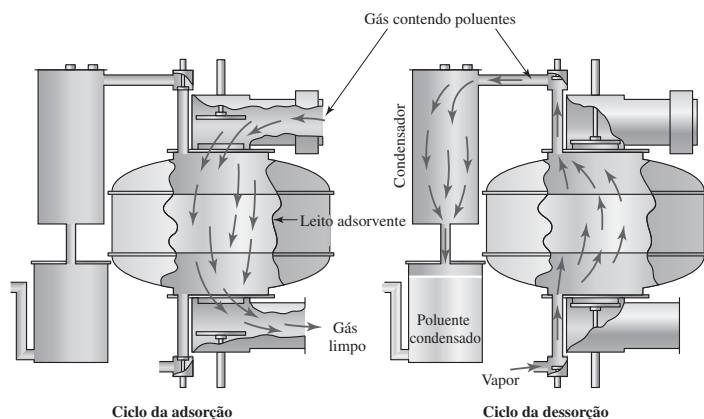


FIGURA 12-28 Um sistema de adsorção.

Todos os adsorventes são passíveis de serem destruídos por temperaturas moderadamente elevadas (150°C para o carvão ativado, 600°C para as peneiras moleculares, 400°C para a sílica gel e 500°C para a alumina ativada). Estas substâncias são muito ineficientes nestas temperaturas altas. Na verdade, a atividade destes materiais é regenerada com o aquecimento.

A relação entre a quantidade de poluente adsorvido e a pressão de equilíbrio na temperatura constante é denominada **isoterma de adsorção**. A equação que melhor descreve esta relação para gases foi desenvolvida por Langmuir (1918):

$$W = \frac{aC_g^*}{1 + bC_g^*} \quad (12-32)$$

onde W = quantidade de gás por unidade de massa de adsorvente ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

a, b = constantes determinadas experimentalmente

C_g^* = concentração do poluente gasoso no equilíbrio ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Na análise de dados experimentais, a Equação 12-32 pode ser reescrita como:

$$\frac{C_g^*}{W} = \frac{1}{a} + \frac{b}{a}C_g^* \quad (12-33)$$

Nesta forma, um gráfico de (C_g^*/W) vs. C_g^* geraria uma linha reta, com inclinação b/a e coeficiente angular $1/a$.

Em comparação com as torres de absorção, nas quais o poluente gasoso é removido continuamente por um líquido em movimento, o poluente coletado permanece no leito de adsorção. Logo, enquanto o leito apresentar capacidade de adsorção, a emissão de poluentes será nula. Contudo, com o tempo o leito se satura de poluente. À medida que nos aproximamos deste ponto, quantidades cada vez maiores do contaminante escapam do leito, em um processo denominado **breakthrough** (saturação do adsorvente). Ao ser atingida a capacidade de adsorção do material, a concentração do poluente no influente e no efluente são iguais. Uma curva típica de breakthrough é mostrada na Figura 12-29. A operação do equipamento em tempo integral depende da instalação de um segundo leito. Enquanto um é recuperado, o outro está em operação. O gás concentrado liberado durante a regeneração, normalmente retorna ao processo como produto a ser recuperado.

A combustão. Nos casos em que o contaminante no efluente gasoso a ser tratado é oxidável a um gás inerte, a combustão é um método adequado de controle. É o que ocorre em muitos casos onde o CO e hidrocarbonetos estão envolvidos. Tanto a combustão direta quanto a pós-queima (Figura 12-30) e a combustão catalítica têm diversas aplicações comerciais.

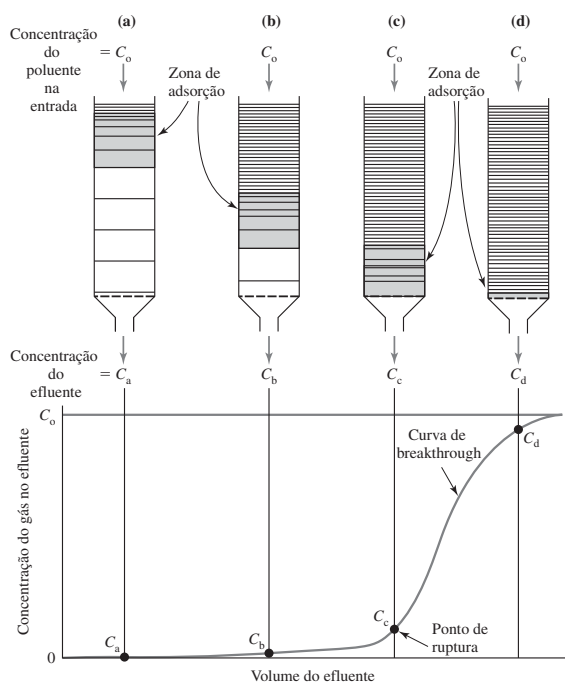


FIGURA 12-29 A curva de saturação no processo de adsorção.

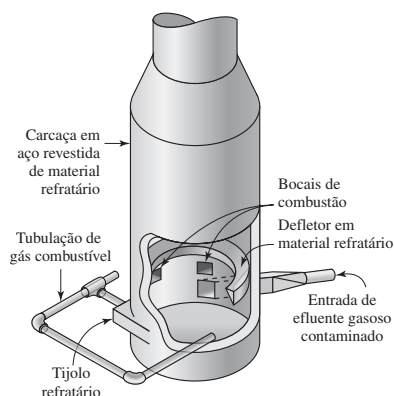


FIGURA 12-30 A combustão direta.

A combustão direta é o método de escolha quando dois critérios básicos são satisfeitos. O primeiro é que o efluente gasoso a ser tratado precisa ter uma concentração de energia maior do que $3,7 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$. Quando esta condição é atendida, a chama do gás se mantém após a ignição. Abaixo deste ponto é necessário adicionar combustível. O segundo critério é que nenhum dos subprodutos da combustão seja tóxico. Em alguns casos, estes são mais tóxicos do que o gás poluente original. A combustão direta é utilizada com sucesso no tratamento de emissões da produção de resinas, de produtos cárneos defumados e de fornos de cura para tintas e vernizes.

Alguns materiais catalíticos permitem que a oxidação ocorra em gases com nível de energia menor do que $3,7 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$. Por convenção, o catalisador é instalado em leitos semelhantes aos leitos de adsorção. Muitas vezes, o catalisador ativo é um composto de platina ou de paládio. A estrutura de suporte é produzida em cerâmica. Além dos custos, os catalisadores são suscetíveis a contaminação por compostos de enxofre e de chumbo, em níveis de traço. A combustão catalítica é empregada, com sucesso, no tratamento de emissões de prensas gráficas, de cura de resinas e da oxidação do asfalto.

A dessulfurização de gases de combustão

Os sistemas de dessulfurização de gases de combustão (DGC) são agrupados em duas categorias principais: os sistemas **regenerativos**, baseados na recuperação e na reutilização do reagente, e os sistemas **não regenerativos**, nos quais o reagente usado para remover os óxidos de enxofre do efluente gasoso são descartados. Em termos da quantidade e do tamanho dos equipamentos utilizados, os sistemas não regenerativos são os mais comuns.

Os sistemas não regenerativos. Existem nove tipos de sistema não regenerativo disponíveis no mercado de equipamentos de controle da poluição atmosférica (Hance e Kelly, 1991). O mecanismo de operação destes sistemas é baseado no uso de cal (CaO), soda cáustica (NaOH), soda barrilha (Na_2CO_3) ou amônia (NH_3).

O SO₂ removido utilizando-se um sistema de DGC baseado em cal e calcário é convertido em sulfito de cálcio. Na maioria dos casos, quando são usados o calcário e a cal, as reações globais envolvidas são, respectivamente (Karlsson e Rosenberg, 1980):



Parte do sulfito é oxidada com o conteúdo de oxigênio das emissões atmosféricas, para formar sulfato de cálcio:



Embora as reações globais sejam simples, a química destes processos é bastante complexa, e alguns de seus aspectos permanecem indefinidos. A decisão de usar-se a cal ou o calcário, o tipo deste e do método de calcinação e esgotamento influenciam as reações entre as fases gasosa, líquida e sólida nesses sistemas.

Os principais tipos de absorvedores utilizados nos sistemas de lavagem úmida são os lavadores de gases tipo Venturi, os lavadores estáticos de recheio, os absorvedores de leito móvel, as torres de pratos e as torres de aspersão (Black e Veatch, 1983).

Os sistemas de DGC baseados na secagem por aspersão consistem em um ou mais secadores e de um coletor de partículas.* O material reagente utilizado na maioria das vezes é a cal apagada (Ca(OH)₂) ou uma mistura de cal e materiais reciclados. Embora a cal seja o reagente mais comum, a soda barrilha também é utilizada. As gotículas do reagente são injetadas sobre o fluxo do gás de combustão no interior do vaporizador. Elas absorvem o SO₂ durante a secagem. Na situação ideal, a borra ou as gotículas de solução secam por completo, antes de atingirem a parede do equipamento. O fluxo do gás efluente se umidifica no processo de evaporação das gotículas, mas não se satura em vapor da água. Esta é a principal diferença entre o sistema de DGC baseado na secagem por aspersão e o sistema que utiliza a lavagem úmida. O fluxo de gás úmido e uma parcela significativa do material particulado (cinzas volantes, produtos da reação da DGC e reagente não tratado) são arrastados pelo gás de combustão para o coletor de particulados instalado a jusante do atomizador (Cannell e Meadows, 1985). De modo geral, as unidades de grande porte que operam na combustão de carvão com teores elevados de enxofre utilizam a DGC úmida, enquanto unidades menores usam aspersores.

As tecnologias utilizadas no controle de óxidos de nitrogênio

A maior parte da poluição causada pelos óxidos de nitrogênio resulta dos processos de combustão. Estes óxidos são gerados na oxidação do nitrogênio presente no combustível, a partir da reação do oxigênio e do nitrogênio moleculares no ar de combustão a temperaturas acima de 1600 K (ver a Equação 12-5) e da reação do nitrogênio no ar de combustão com radicais de hidrocarbonetos. As tecnologias de controle de NO_x são divididas em duas categorias: as que impedem a formação de NO_x durante o processo de combustão e as que convertem o NO_x formado durante a combustão em nitrogênio e oxigênio (Prasad, 1995).

A prevenção. Os processos incluídos nesta categoria são baseados no fato de que a redução da temperatura máxima de chama na zona de combustão diminui a formação de NO_x. Com este objetivo, nove alternativas foram desenvolvidas:

1. A minimização das temperaturas de operação
2. A substituição de combustíveis
3. A utilização do mínimo excesso de ar
4. A recirculação dos gases de combustão
5. A combustão em regime de mistura pobre
6. A combustão estagiada
7. A combustão em queimadores de baixo teor de NO_x

*No contexto da transferência de massa, a secagem por aspersão sempre envolveu a evaporação de um solvente a partir de um atomizador. Difusão de uma espécie gasosa para dentro das gotículas não é considerada secagem por aspersão. No entanto, muitos autores têm adotado o termo “secagem por aspersão” como sinônimo de lavagem a seco.

8. A combustão secundária
9. A injeção de vapor e de água

A operação dos queimadores ajustados no valor mínimo da temperatura aceitável na zona de combustão reduz o consumo de combustível e a produção de NO_x . A conversão do equipamento para o uso de um combustível com teor reduzido de nitrogênio ou que opere em temperaturas reduzidas diminui o teor de NO_x nos gases de combustão. Por exemplo, o coque tem teor de nitrogênio baixo e queima a uma temperatura de chama menor do que a do carvão. Em contrapartida, o gás natural não apresenta nitrogênio e queima a uma temperatura de chama relativamente maior. Logo, produz mais NO_x do que o carvão.

O uso de um pequeno excesso de ar e da recirculação do gás de combustão se baseiam no princípio de que concentrações reduzidas de oxigênio diminuem o pico das temperaturas de chama. Já na combustão em regime de mistura pobre, é necessário introduzir-se ar adicional para esfriar a chama.

Na combustão estagiada e naquela realizada em queimadores de baixo teor de NO_x , a combustão inicia em uma zona rica em combustível, após a qual é injetado um fluxo de ar, a jusante da zona de combustão principal. A combustão a jusante é completada em condições de mistura pobre e temperatura reduzida.

A combustão estagiada consiste na injeção de parte do combustível e de todo o ar de combustão na zona principal. A produção de NO_x pela via térmica é limitada pelas temperaturas de chama baixas, resultantes do excesso de ar no meio.

A injeção de vapor e de água reduz as emissões de NO_x , já que diminui a temperatura de chama.

A pós-combustão. Três processos podem ser usados na conversão do NO_x em nitrogênio gasoso: a redução catalítica seletiva (RCS), a redução não catalítica seletiva (RNCS) e a redução catalítica não seletiva (RCNS).

Os processos utilizados na RCS utilizam um leito catalítico (normalmente de vanádio-titânio, de platina ou zeólita) e amônia anidra (NH_3). Após o processo de combustão, a amônia é injetada a montante do leito, onde reage com o NO_x , formando N_2 e água.

Na RNCS, amônia ou ureia são injetadas no gás de combustão a uma temperatura entre 870°C e 1090°C. A ureia é convertida em amônia, que reage e reduz o NO_x em N_2 e água.

A RCNS utiliza um catalisador de três estágios semelhante aos conversores catalíticos usados na indústria automobilística. Além do controle da produção de NO_x , os hidrocarbonetos e o monóxido de carbono são convertidos em CO_2 e água. Estes sistemas exigem a presença de um agente redutor semelhante ao CO e de hidrocarbonetos a montante do catalisador. A maioria dos queimadores de grande porte equipados com algum sistema de controle de NO_x pré-combustão possuem um sistema de RCS.

Os índices de redução do NO_x normais estão na casa de 30% a 60% para os métodos “preventivos”. Já para os sistemas de RNCS, eles variam de 30% a 50%, e para RCS estes índices ficam entre 70% e 90% (Srivastava, Staudt e Josewicz, 2005).

Os poluentes particulados

Os coletores ciclônicos. O coletor ciclônico é o equipamento mais usado para recolher partículas com diâmetros maiores do que 10 μm (Figura 12-31). Este coletor inercial não tem partes móveis. O efluente gasoso contendo material particulado é acelerado em um movimento espiral, o qual confere momento centrífugo às partículas. Com isso, elas são arremessadas contra a parede do equipamento, de onde deslizam para o fundo, onde são removidas por um sistema de válvulas herméticas.

À medida que o diâmetro do ciclone formado diminui, aumenta a eficiência da coleta. Todavia, ocorre uma queda da pressão, o que eleva a demanda energética para fazer o gás circular no interior do coletor. Uma vez que a eficiência aumenta, mesmo que a velocidade tangencial permaneça constante, a eficiência de um sistema de coleta ciclônica pode ser aumentada, sem aumentar o consumo de energia, utilizando-se vários ciclones em paralelo (**multicoletores ciclônicos**).

Os coletores ciclônicos são muito eficientes para partículas maiores do que 10 μm . Contudo, estes equipamentos não são indicados para remover partículas com 1 μm de diâmetro ou menos. Logo, são utilizados sobretudo com poeiras grossas. Também são úteis no controle das emissões de pó de serrarias, de fibras de papel e de fibras de material de polimento.

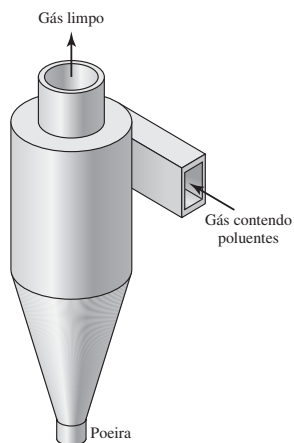


FIGURA 12-31 Coletor ciclônico reverso.

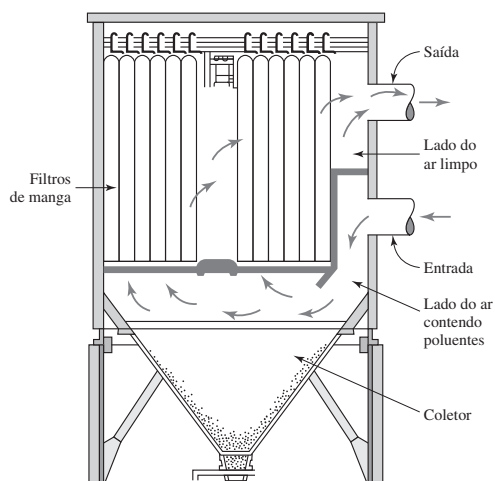


FIGURA 12-32 Filtro de mangas.

Os filtros. Os métodos de controle de partículas menores do que $5\ \mu\text{m}$ são baseados no uso de filtros. Estes equipamentos são os mais eficientes para este tamanho de partícula. Dois tipos básicos são utilizados: o filtro de leito profundo e o filtro de mangas (Figura 12-32). O filtro de leito profundo lembra um filtro de fornalha. As partículas ficam retidas em um recheio composto de fibras especiais. Nos casos em que é necessário tratar pequenos volumes de gases relativamente limpos, como em sistemas de ar condicionado, por exemplo, estes equipamentos são muito eficientes. Já o filtro de mangas é mais indicado na limpeza de grandes volumes de efluentes gasosos industriais com alta concentração de poluentes.

Os principais mecanismos atuantes no processo de filtração são a peneiração, que consiste na retenção de partículas maiores do que o espaço existente entre as fibras do material têxtil filtrante, a interceptação entre as próprias fibras e a atração eletrostática decorrente da diferença em carga elétrica da partícula e da fibra. A formação de uma torta no meio filtrante indica que a peneiração é o mecanismo dominante.

As mangas são produzidas com fibras sintética ou natural. As fibras sintéticas são muito utilizadas, por terem propriedades térmicas adequadas e boa resistência química. Outras vantagens são o pequeno diâmetro da fibra têxtil e o custo reduzido. A vida útil de uma manga varia de 1 a 5 anos, mas dois anos é considerado o período de uso normal. Os diâmetros das mangas estão entre 0,1 m e 0,35 m, enquanto o comprimento varia de 2 m a 10 m. As mangas são instaladas em grupos ou compartimentos separados, suspensas pela extremidade superior, a qual permanece aberta ao fluxo de ar mediante uma presilha específica.

Nos filtros de manga operando em modo reverso, o fluxo de gás é injetado no interior do filtro. O material particulado é coletado no interior da manga, de modo muito semelhante ao saco coletor de um aspirador de pó doméstico. As mangas são limpas isolando-se um compartimento e revertendo-se o fluxo do gás. Esta reversão faz a torta de poeira coletada cair no coletor.

Os filtros de manga de fluxo pulsante são projetados com estruturas de suporte específicas denominadas gaiolas. O material particulado é coletado no lado externo da manga. A torta é removida por um fluxo pulsante de ar comprimido no interior da manga, o que causa a expansão do material têxtil filtrante. A poeira se desprende por conta da ação de forças inerciais, quando a manga atinge expansão máxima.

Os filtros de manga são utilizados em muitas finalidades, sobretudo na indústria do negro de fumo, na moagem do cimento, no manuseio de grãos, na produção de gipsita, na fragmentação de rocha calcária e na operação de lixadeiras. A utilização de filtro de manga também para caldeira a gás de combustão tem boa aceitação atualmente. Esta variedade de aplicações se deve às boas propriedades térmicas do material filtrante utilizado. Por exemplo, o algodão e a fibra de lã não podem ser usados em regimes de temperaturas acima do intervalo 90°C – 100°C . Todavia,

a fibra de vidro é indicada para temperaturas de até 260°C. Entre os métodos de controle de particulados, a filtração é o único que prevê a inclusão de meios de adsorção para facilitar a remoção simultânea de contaminantes da fase gasosa. O dimensionamento do equipamento toma por base a relação entre a vazão do gás e a área do filtro ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ de área de material têxtil filtrante). Observe que esta relação entre fluxo de efluente gasoso e o meio filtrante tem unidade de velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$). Os tecidos mais comumente usados em filtros de manga têm relação fluxo de efluente gasoso:meio filtrante na casa de $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

Lavadores. Nos casos em que o material particulado é úmido, corrosivo ou muito quente, os meios filtrantes têxteis comumente utilizados podem não ser apropriados, o uso de lavadores é o método mais indicado. Eles são adequados para o controle das emissões de poeira de talco, de névoas de ácido sulfúrico, de poeiras das operações de fundição e da fumaça de fornos de produção de aço.

Os lavadores têm graus distintos de complexidade. As câmaras de vaporização simples são utilizadas no controle de partículas relativamente grossas. Para a remoção eficiente de partículas finas, a combinação de um lavador Venturi e de um coletor ciclônico, nesta ordem, é a melhor opção (Figura 12-33). O princípio básico da operação destes equipamentos é que a diferença entre a velocidade das gotículas do líquido coletor e a velocidade do material particulado permite que as partículas colidam com a gota. Esta combinação gotícula-partícula permanece suspensa no fluxo gasoso e, por esta razão, um dispositivo de coleta inercial é instalado a jusante. Uma vez que a partícula e a gotícula compõem um conjunto relativamente mais volumoso, a eficiência do dispositivo de coleta é maior, comparada à eficiência da coleta da partícula isoladamente, sem a participação da gotícula.

A precipitação eletrostática. Um método eficiente de coleta seca de partículas presentes em um efluente gasoso quente é a precipitação eletrostática (PEE). O processo é baseado em placas coletoras e eletrodos de carga instalados em alternância (Figura 12-34). Uma diferença de potencial elevada (entre 30 kV e 75 kV) é estabelecida entre estes elementos, a qual gera um campo iônico no vão livre (Figura 12-35a). Durante a passagem do gás contendo material particulado entre um eletrodo e uma placa, os íons liberados pelo eletrodo se ligam à partícula, conferindo-lhe carga negativa (Figura 12-35b). Com isso, estas migram na direção da placa, a qual tem carga positiva, aderindo a ela (Figura 12-35c). As placas são sacudidas a intervalos regulares para desprender as partículas, que são coletadas em um dispositivo especial.

Diferentemente do filtro de mangas, o fluxo de efluente gasoso entre as placas não é interrompido para a limpeza do equipamento. A velocidade do efluente no interior de uma unidade de PEE é baixa o bastante (menos de $1,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) para que a partícula migre. Isso significa que a velocidade terminal de precipitação da partícula é alta o suficiente para que ela prossiga até o coletor, mas não alta demais para que ela avance pelo equipamento de PEE.

Um dos problemas operacionais da PEE que merece destaque diz respeito à coleta de **cinzas volantes**, material particulado presente em efluentes gasosos de fornalhas operadas a combustíveis fósseis. A PEE é comumente empregada para coletar cinzas volantes. A força mais intensa que mantém as cinzas aderidas à placa é de natureza eletrostática, causada pela corrente que

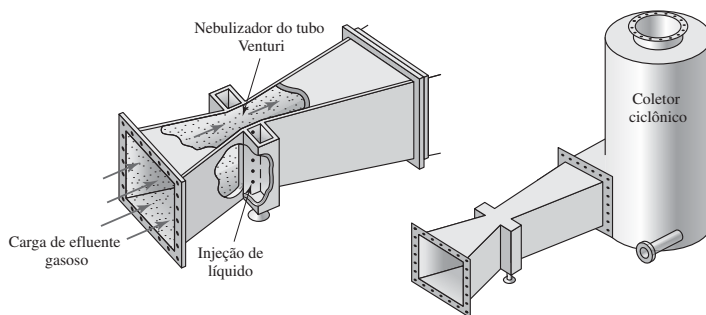


FIGURA 12-33 O lavador de gases Venturi.

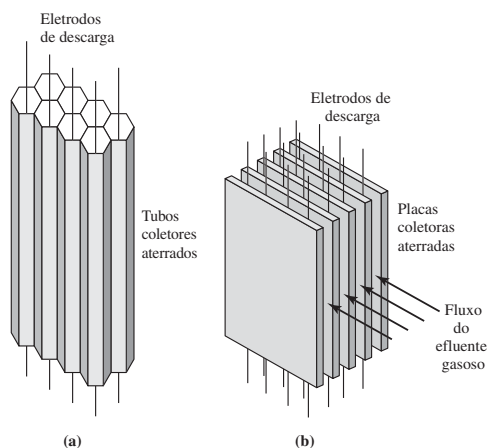


FIGURA 12-34 Precipitador eletrostático com (a) eletrodos no interior de tubos e (b) eletrodos e placas.

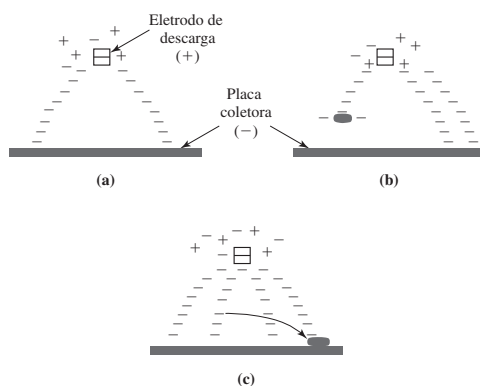


FIGURA 12-35 Carregamento e coleta da partícula em um sistema de precipitação eletrostática.

atravessa o fluxo de efluente gasoso. As cinzas atuam como um resistor e, portanto, resistem à passagem da corrente. Esta resistência é denominada **resistividade das cinzas volantes**, e é medida em ohms por centímetro ($\Omega \cdot \text{cm}^{-1}$). Se a resistividade for muito baixa (menor do que $10^4 \Omega \cdot \text{cm}^{-1}$), a carga retida não será alta o suficiente para produzir uma força capaz de fazer as partículas aderirem à placa. Em contrapartida, nos casos em que a resistividade é excessivamente alta (maior do que $10^{10} \Omega \cdot \text{cm}^{-1}$), o efeito observado é o isolamento eletrostático. A camada de cinzas volantes se rompe em determinados pontos, e uma descarga local de corrente é emitida pelos eletrodos de coleta passiva. A alta resistividade elétrica indica que o pó não descarrega facilmente os elétrons na placa coletora, provocando o efeito *back corona*.

Tal descarga reduz a tensão disruptiva, gerando íons positivos que, por sua vez, reduzem a carga negativa da partícula e, portanto, a eficiência da coleta.

A presença de SO_2 no fluxo de efluente gasoso reduz a resistividade das cinzas volantes, o que facilita a coleta. A redução das emissões do gás normalmente é alcançada com a adoção de combustíveis com baixo teor de enxofre. Porém, esta iniciativa acarreta a emissão de teores maiores de material particulado. Este problema pode ser resolvido adicionando-se compostos como o SO_3 e o NH_3 , os quais diminuem a resistividade, ou construindo-se precipitadores maiores.

Os precipitadores eletrostáticos são utilizados para controlar as diversas modalidades da poluição atmosférica gerada por termoeletricas, fornos de produção de cimento Portland, altos fornos e fornalhas usadas em processos metalúrgicos e fábricas de ácidos.

As tecnologias de controle do mercúrio

Durante a combustão do carvão, o mercúrio presente no material é volatilizado e convertido em vapor de Hg^0 . À medida que o vapor esfria, uma série de reações complexas converte o Hg^0 em Hg^{2+} e compostos particulados do elemento (Hg_p). A presença de cloro facilita a formação do cloreto de mercúrio. De modo geral, a maior parte do mercúrio gasoso observado em caldeiras operadas a carvão betuminoso ocorre na forma Hg^{2+} , ao passo que o Hg^0 é a forma prevalente nos efluentes gasosos de caldeiras que queimam lignita.

Os equipamentos utilizados na remoção de compostos de mercúrio têm eficiência relativa. O Hg_p é coletado em dispositivos de controle de material particulado. Os compostos de Hg^{2+} solúvel são coletados em sistemas de dessulfurização de gases de combustão. A eficiência destes equipamentos varia muito, de 0% a 90%. Os meios filtrantes têxteis são os que propiciam o maior nível de retenção. Os lavadores a seco atingem um índice de remoção de mercúrio total (particulado e compostos) entre 0% e 98%. A eficiência dos lavadores úmidos usados na dessulfurização de gases de combustão é semelhante. Níveis elevados de eficiência são observados

em caldeiras que queimam carvão betuminoso, comparadas àquelas que utilizam carvão sub-betuminoso ou lignita. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estima que os sistemas de controle em operação removam cerca de 36% dos 75 Mg de mercúrio produzidos por caldeiras operadas a carvão nos Estados Unidos (Srivastava et al., 2005).

Duas abordagens amplas estão sendo desenvolvidas para controlar as emissões de mercúrio: a injeção de carvão ativado pulverizado (CAP) e o aperfeiçoamento de dispositivos de controles em uso. Acredita-se que níveis elevados de eficiência (> 90%) sejam possíveis com o uso de CAP em meios filtrantes têxteis de fluxo pulsante, e com a dessulfurização de gases de combustão (úmida ou seca) associados a filtros de tecido (U.S. EPA, 2003b).

12-11 O CONTROLE DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DE FONTES MÓVEIS

Os princípios básicos dos motores

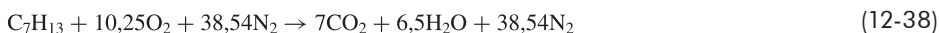
Antes de examinarmos as alternativas para o controle da poluição de motores de automóveis a gasolina, precisamos comparar os tipos de motores empregados pela indústria automobilística: os motores a gasolina, a diesel e a jato.

O motor a gasolina. No motor de automóvel comum, sem qualquer dispositivo de controle de emissões, uma mistura proporcional de combustível e ar é injetada em um cilindro, sendo então comprimida dentro de uma câmara de combustão. O sistema de ignição gera uma faísca produzida pelas velas, e a energia gerada com a queima explosiva da mistura desloca os pistões no interior dos cilindros. Este movimento é transmitido aos eixos, fazendo com que o carro se mova. A mistura dos gases de combustão queimados deixa os pistões e é liberada no ambiente pelo cano de descarga do veículo.

A mistura ar-combustível é o fator mais importante no cálculo das emissões de um motor de combustão interna de quatro tempos (descrito acima). É possível estimar-se a massa de ar necessária para queimar o combustível utilizando o C_7H_{13} como fórmula geral para a mistura de hidrocarbonetos chamada de gasolina. A combustão total da mistura em oxigênio puro é expressa pela equação estequiométrica:



Uma vez que o comburente utilizado é o ar, não o oxigênio puro, é necessário utilizar a fração molar do nitrogênio no ar, isto é, 3,76 mols de N_2 para cada mol de O_2 no cálculo. Logo, a Equação 12-37 é reescrita:



A oxidação do nitrogênio em óxidos de nitrogênio foi ignorada nesta reação. O cálculo da relação estequiométrica ar-combustível para esta reação é ilustrada no Exemplo 12-7.

EXEMPLO 12-7

Calcule a relação estequiométrica ar-combustível para o C_7H_{13} . Considere apenas o oxigênio e o nitrogênio no ar e ignore a oxidação do nitrogênio.

Solução Utilizando a Equação 12-38, vemos que 10,25 mols de oxigênio e 38,54 mols de nitrogênio reagem com cada mol de C_7H_{13} . Então, calculamos as massas molares de cada constituinte:

$$1 \text{ mol de } C_7H_{13} = (7 \text{ mols} \times 12 \text{ g/mol}) + (13 \text{ mols} \times 1 \text{ g/mol}) = 97 \text{ g}$$

$$10,25 \text{ mols de } O_2 = 10,25 \times 2 \text{ mols} \times 16 \text{ g/mol} = 328 \text{ g}$$

$$38,54 \text{ mols de } N_2 = 38,54 \times 2 \text{ mols} \times 14 \text{ g/mol} = 1079 \text{ g}$$

A relação estequiométrica ar-combustível é:

$$\frac{\text{Ar}}{\text{combustível}} = \frac{(328 \text{ g} + 1079 \text{ g})}{97 \text{ g}} = 14,5$$

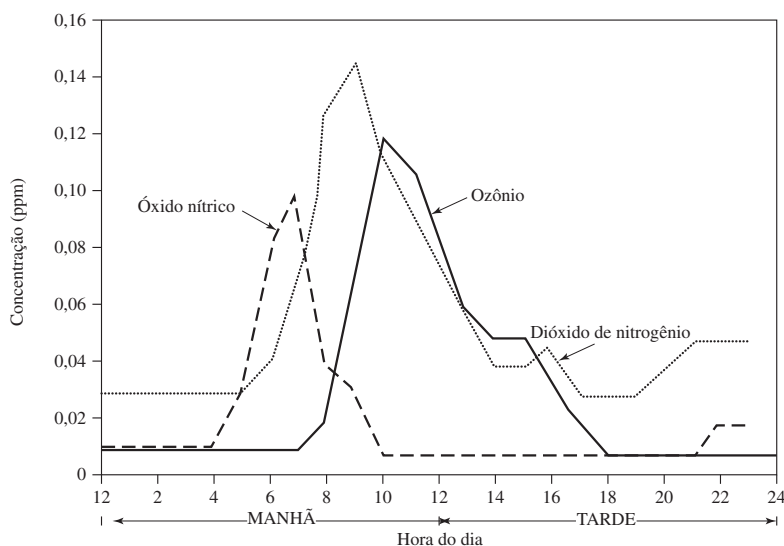
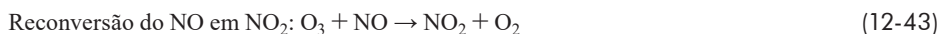


FIGURA 12-36 Variação diurna das concentrações de NO, NO₂ e O₃ em Los Angeles, em 19/7/1965. Fonte: NAPCA, 1970.

Contudo, para obter o máximo de eficiência do motor, a mistura ar-combustível precisa ser menor. A maior parte dos motores a combustão opera com proporções menores do que 15:1. A combustão é incompleta, e quantidades expressivas de materiais diversos, além de dióxido de carbono e de água, são emitidas pelo cano de descarga do veículo. Um dos resultados da oferta deficiente de ar é a emissão de monóxido de carbono, em vez de CO₂. Outros subprodutos incluem a gasolina e hidrocarbonetos não queimados.

Quantidades expressivas de NO_x são formadas devido às temperaturas e pressões elevadas no interior do cilindro (ver a Equação 12-5).

O papel das emissões de veículos automotivos na formação do ozônio é descrito na Figura 12-36. No horário de pico matinal do tráfego, os níveis de NO são elevados. O gás é oxidado em NO₂. Na sequência, a fotólise iniciada pela luz do sol decompõe este em NO e O que, por sua vez, reage com o oxigênio molecular na atmosfera para formar o ozônio. Este pode reverter o NO em NO₂. As reações envolvidas são:



Nestas reações, $h\nu$ representa um fóton e M indica outra molécula, como a do nitrogênio, por exemplo. Os produtos destas e das reações dos hidrocarbonetos e do ozônio compõem o *smog* fotoquímico.

O motor a diesel. Dois aspectos principais diferenciam o motor a diesel do motor a gasolina de quatro tempos. O primeiro é que a injeção de ar não é restrita. Logo, o motor a diesel opera com uma mistura ar-combustível maior do que a do motor a gasolina. O segundo é que não há um sistema de ignição a velas. A ignição, em um motor a diesel, é provocada pela compressão do ar no interior do cilindro, que faz elevar a temperatura na câmara de combustão até 540°C, de tal modo que esta atinja o ponto de auto-inflamação do combustível.

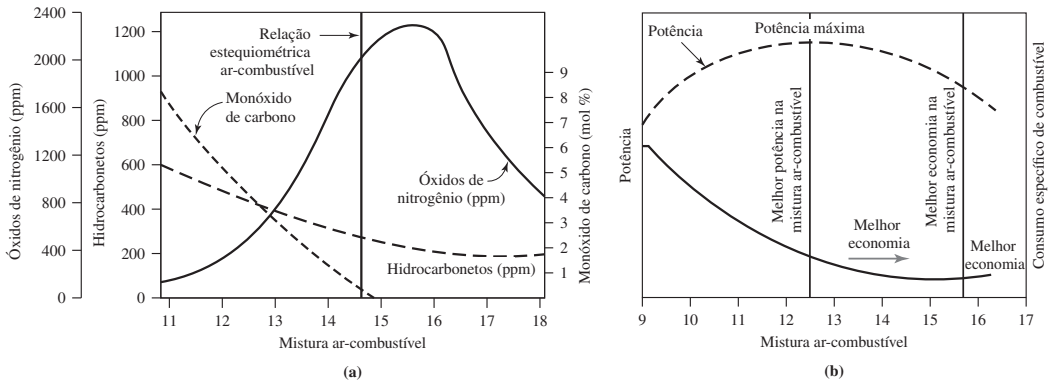


FIGURA 12-37 Efeito da relação da mistura ar-combustível (a) nas emissões e (b) na potência e na economia.

Por conta da elevada relação da mistura ar-combustível, um motor a diesel projetado, mantido e ajustado de forma adequada emite teores menores de CO e hidrocarbonetos do que um motor a gasolina de quatro tempos. Contudo, as temperaturas de operação elevadas dos motores a diesel elevam as emissões de NO_x de forma expressiva.

O motor a jato. As aeronaves comerciais de grande porte que utilizam a propulsão gerada por gases comprimidos contribuem com quantidades significativas de NO_x nas atmosferas urbanas.

A propulsão ocorre quando o ar a montante da turbina é comprimido e aquecido pelo combustível em processo de combustão. Os gases em expansão passam pelas pás das turbinas, que movem o compressor. O gás sai do motor por um bocal de exaustão.

O efeito das variáveis de projeto e de operação nas emissões. A lista de variáveis que influenciam as emissões dos motores a combustão interna de veículos automotores inclui (Patterson e Henein, 1972):

1. A mistura ar-combustível
2. O nível de carga ou de potência
3. A velocidade
4. O intervalo entre as ignições
5. A pressão no coletor de exaustão
6. A sobreposição de válvulas
7. A pressão no coletor de admissão
8. O acúmulo de depósitos na câmara de combustão
9. A temperatura da superfície
10. A relação superfície-volume
11. O projeto da câmara de combustão
12. A relação diâmetro-curso do pistão
13. O deslocamento do pistão
14. A taxa de compressão

Uma discussão destes itens vai além dos objetivos desse livro. Portanto, restringiremos a nossa análise a algumas das variáveis citadas, as quais ilustram os problemas observados no projeto de sistemas de controle de poluição em motores a combustão interna.

A mistura ar-combustível (A/C) é de fácil regulação. Como vimos, ela exerce efeito direto nas emissões dos três motores discutidos. A Figura 12-37a mostra que um valor de A/C igual a 14,6 representa a **mistura estequiométrica** ideal para a combustão completa.* Com valores menores de mistura A/C, as emissões de CO e de hidrocarbonetos são maiores. Nos casos em que a relação é maior, até cerca de 15,5, por exemplo, as emissões de NO_x aumentam. Quando misturas pobres são usadas, isto é, relações A/C altas, as emissões de NO_x começam a diminuir.

O projeto da câmara de combustão passou por melhorias significativas nas últimas três décadas. Por exemplo, o cilindro para a combustão de misturas extremamente pobres tem uma

*Observe que o termo *estequiométrica* significa uma mistura de substâncias “combinadas nas proporções exatas de acordo com o peso molecular de cada uma”.

relação A/C rica na vela e pobre nos outros pontos do pistão. Neste tipo de motor, a relação A/C pode alcançar o valor de 25. O resultado é a emissão muito baixa de CO e de COVs. Usado em conjunto com uma relação de transmissão alta, este motor também melhora o consumo de combustível. A exemplo das outras modificações nos motores a combustão de mistura pobre, esta tem a desvantagem de gerar quantidades elevadas de NO_x (Cooper e Alley, 2002).

O atraso na indução da faísca em relação ao percurso do pistão reduz as emissões de hidrocarbonetos, já que a quantidade de combustível não queimado é menor. As emissões de NO_x também caem com o retardamento maior na indução da faísca. Contudo, as emissões de CO não são afetadas de forma significativa.

Os modelos híbridos. Os automóveis com motores híbridos são movidos a gasolina ou a eletricidade. A eficiência do combustível é aumentada com a acumulação de pequenas quantidades de energia elétrica durante a frenagem e os percursos trafegados em declive, quando é possível recarregar as baterias que alimentam o motor do veículo nos trajetos que requeiram velocidade reduzida. Os híbridos comercializados percorrem 25 km com um litro de combustível, em comparação com os modelos convencionais a combustão interna, os quais têm desempenho entre $6 \text{ km} \cdot \text{L}^{-1}$ e $10 \text{ km} \cdot \text{L}^{-1}$. Os veículos construídos especificamente para pesquisas ou os modelos modificados pelos proprietários, os quais usam um número maior de baterias ou baterias mais potentes, alcançam a marca de $100 \text{ km} \cdot \text{L}^{-1}$. Estas versões *plug-in* precisam ter suas baterias recarregadas em fontes padrão de energia elétrica. Embora os motores *plug-in* sejam questionáveis em termos de custo, a elevada eficiência no consumo de combustível do híbrido padrão, que é eficiente em termos de custo, reduz as emissões do veículo em 60%.

O controle das emissões de automóveis

O controle da evaporação do cárter do motor (*blowby*). O fluxo de ar que passa pelo veículo em movimento é direcionado ao cárter para remover a mistura de gasolina e ar que consegue passar pelos pistões, a névoa de óleo lubrificante e quaisquer produtos da exaustão. O ar entra por um bocal e sai por um tubo ligado ao cárter, a uma velocidade que varia com a velocidade do carro. Cerca de 20% a 40% das emissões totais de hidrocarbonetos de um veículo são liberadas na atmosfera, a partir do cárter. Estas emissões são chamadas de evaporação do cárter do motor (ou *blowby*). Todos os veículos produzidos após 1963 precisam ter um sistema de ventilação positiva do cárter (VPC) para eliminar as emissões deste tipo.

As perdas por evaporação do tanque de combustível. Dois sistemas são utilizados para controlar a evaporação de hidrocarbonetos voláteis (COVs) do tanque de combustível. O sistema mais simples prevê a instalação de um adsorvente de carvão ativado na linha de escape de gases do motor. Com isso, os COVs liberados à medida que a gasolina expande durante os períodos quentes são capturados no carvão ativado.

Um método alternativo consiste em uma linha de ventilação do tanque para o cárter. Contudo, ao contrário do sistema que usa carvão ativado descrito, esta escolha não garante o controle de 100% deste tipo de emissão.

As perdas por evaporação do carburador. Durante o funcionamento do motor, os vapores de hidrocarbonetos gerados no carburador são liberados internamente, no sistema de entrada do cárter. Após o desligamento do motor, a gasolina na superfície da boia continua evaporando devido às altas temperaturas no compartimento do motor. Este fenômeno é denominado **equalização da temperatura**. Estas perdas podem ser controladas com o uso de um sistema de adsorção por carvão ativado suportados em **cartuchos (canister)** ou liberando-se os vapores no cárter. O sistema baseado no cartucho é o mais popular, embora os sistemas de injeção mais modernos não tenham carburadores e, portanto, as perdas por evaporação não ocorrem.

Os gases de escape. As técnicas de redução das emissões de gases de escape de motores a combustão interna são muito mais numerosas do que as variáveis que contribuem com as emissões. De modo geral, as estratégias de controle se dividem em três categorias: as modificações no motor, as modificações no sistema de combustível e os dispositivos para o tratamento de gases de exaustão. As três técnicas são utilizadas, mas as restrições previstas na Lei do Ar Limpo promovem o uso de sistemas de conversão catalítica, baseada no tratamento de gases de exaustão.

Um sistema catalítico de três estágios é o meio mais eficiente de redução de emissões. Ele permite oxidar hidrocarbonetos e CO enquanto os níveis de NO_x são reduzidos. Os materiais utilizados como catalisadores incluem alguns metais nobres ou metais básicos depositados em uma matriz inerte.

Os principais problemas com os catalisadores são a suscetibilidade à contaminação com chumbo, fósforo e enxofre, e o desgaste intenso durante os ciclos térmicos. O problema da contaminação é resolvido removendo-se estes elementos da composição da gasolina.

Outra abordagem muito utilizada é a modificação de combustíveis. O uso de chumbo em combustíveis foi descontinuado em janeiro de 1996. Além disso, o refino do diesel vem passando por melhorias para reduzir os teores de enxofre e diminuir as emissões de COVs em 20%. A diminuição da pressão de vapor da gasolina (denominada **pressão de vapor de Reid**) reduz as emissões de hidrocarbonetos. O **oxicombustível** é um combustível alternativo, baseado no uso de quantidades elevadas de oxigênio, as quais aumentam a eficiência da combustão. Álcoois, gás liquefeito de petróleo e gás natural hoje ganham espaço como combustíveis alternativos em veículos modernos.

Os programas de inspeção e de manutenção. Os dispositivos controladores instalados pelas montadoras são muito úteis na minimização da poluição gerada pelos gases de escape e da evaporação de combustíveis. Contudo, a exemplo de outros aspectos que influenciam o desempenho de um automóvel, estes dispositivos sofrem desgaste, o que afeta o seu desempenho. Uma vez que uma falha nestes dispositivos não impede a operação do motor, eles não são objeto da atenção do proprietário do veículo em termos de manutenção. Nas regiões em que os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar dos Estados Unidos não são atendidos, programas específicos de inspeção e manutenção foram desenvolvidos para garantir que os instrumentos de controle funcionem de modo adequado. Estes programas exigem verificações periódicas dos gases de escape e, em alguns casos, o controle da evaporação de gases do combustível. Os proprietários de veículos reprovados na inspeção são obrigados a providenciar a manutenção necessária e submeter o automóvel a outra inspeção. A reprovação pode obstruir o processo de aquisição de seguro ou de obtenção de placas.

12-12 A MINIMIZAÇÃO DE EMISSÕES EM BUSCA DA SUSTENTABILIDADE

A primeira etapa de qualquer estratégia de controle da poluição é a minimização da geração de poluentes. Muitos poluentes atmosféricos são gerados pela queima de combustíveis fósseis. Logo, a abordagem mais óbvia para a redução de emissões é a conservação de energia. As tecnologias atuais permitem construir fornalhas mais eficientes no uso de combustíveis. Porém, tudo indica que as iniciativas simples, como o desligamento de lâmpadas em cômodos vazios, a redução da potência do aparelho de ar condicionado à noite e o desligamento de equipamentos de escritórios aos finais de semana, por exemplo, têm efeitos sensíveis na economia energética. Devido à relação entre o consumo de energia e os estoques hídricos, a economia de água também ajuda a reduzir a poluição atmosférica. De modo análogo, o desenvolvimento de veículos menores e mais leves é uma iniciativa importante para a diminuição das emissões de gases poluentes, já que estes automóveis são mais econômicos. Porém, a mudança de alguns hábitos, como a adoção do transporte coletivo, o uso de bicicletas e preferência por caminhar até o ponto de destino representam uma contribuição expressiva na economia de combustível. A introdução dos veículos híbridos é outro importante passo decisivo nessa direção. Fontes de energia alternativa, como as energias solar, eólica e nuclear também reduzem as emissões de poluentes. (Todavia, a energia nuclear acarreta uma série de problemas associados à poluição, os quais podem ser maiores do que as vantagens desta modalidade de energia.)

A minimização é a única solução para deter a destruição da camada de ozônio pelos clorofluorcarbonos. A contenção dos CFCs usados na produção de sistemas de refrigeração e o uso de gases propelentes alternativos em latas de aerossóis, entre outras medidas, são as únicas alternativas com chances de sucesso, já que o uso de dispositivos de controle, nestes casos, não surte qualquer efeito positivo. Na verdade, a minimização de emissões é o método de controle recomendado pelo Protocolo de Montreal. Na mesma linha de raciocínio, a produção de ozônio

nas camadas inferiores da atmosfera é reduzida apenas com a minimização de seus precursores, os hidrocarbonetos e os óxidos de nitrogênio- NO_x . O uso consciente de solventes e a substituição de tintas à base destas substâncias por tintas à base de água são exemplos de métodos para a redução de emissões de hidrocarbonetos.

A principal estratégia voltada para a minimização da contribuição antropogênica para o aquecimento global é a redução das emissões de gases de efeito estufa. Como vimos, o uso eficiente de energia tem papel essencial na redução destes gases. Da perspectiva econômica, a eficiência energética tem importância indiscutível. O fato de a eficiência energética contribuir imensamente com a redução da poluição atmosférica e das emissões de gases de efeito estufa indica que ela é a abordagem mais promissora para a minimização de emissões e a sustentabilidade.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Cite os seis poluentes atmosféricos de referência para os quais a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos designou Padrões Nacionais de Qualidade do Ar.
2. Cite e defina três unidades de medidas utilizadas para reportar dados sobre poluição atmosférica (por exemplo, ppm, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, μm).
3. Explique a diferença entre ppm na poluição atmosférica e ppm na poluição aquática.
4. Explique o efeito da temperatura e da pressão em medidas expressas em ppm.
5. Explique como a umidade, a temperatura e a luz solar influenciam os efeitos da poluição atmosférica nos materiais.
6. Diferencie os efeitos crônicos e agudos da poluição atmosférica na saúde humana.
7. Liste os tamanhos de partícula mais importantes com relação à deposição alveolar e explique a relevância de cada um.
8. Explique por que é difícil definir uma relação causal entre a poluição atmosférica e a saúde humana.
9. Cite três efeitos crônicos da poluição atmosférica na saúde humana.
10. Cite quatro características comuns dos episódios de poluição atmosférica e identifique os locais em que três episódios importantes ocorreram.
11. Discuta a origem natural e antropogênica dos seis poluentes atmosféricos de referência e identifique os prováveis mecanismos utilizados para remover estes compostos da atmosfera.
12. Identifique a fonte de poluição do ar em ambientes internos para os seguintes poluentes: CH_2O , CO, NO_x , Rn, particulados inaláveis e SO_x .
13. Defina o termo *chuva ácida* e explique como ocorre.
14. Discuta a fotoquímica do ozônio nas camadas superiores da atmosfera com base nas reações químicas adequadas. Explique o provável efeito exercido pelos CFCs nestas reações.
15. Explique o termo *efeito estufa*, sua provável causa e a razão pela qual ele é motivo de controvérsia.
16. Calcule a estabilidade (a capacidade de dispersar poluentes) da atmosfera utilizando valores de temperatura para diferentes altitudes.
17. Explique por que os vales são mais suscetíveis às inversões do que os terrenos planos.
18. Explique as razões para a ocorrência de brisas continentais e oceânicas.
19. Explique como a brisa oceânica afeta a dispersão de poluentes de forma negativa.
20. Cite o princípio teórico de funcionamento dos seguintes dispositivos de controle da poluição atmosférica: (a) coluna de absorção (de pratos ou de recheio), (b) coluna de adsorção, (c) pós-incinerador e incinerador catalítico, (d) coletor ciclônico, (e) filtro de mangas, (f) lavador Venturi e (g) precipitador eletrostático.
21. Escolha o dispositivo de controle de poluição atmosférica correto para determinado poluente e sua fonte.

22. Discuta as vantagens e as desvantagens da dessulfurização dos gases de combustão e o problema da resistividade das cinzas volantes.
23. Explique a diferença entre as técnicas de prevenção e de pós-queima na redução das emissões de óxido de nitrogênio e dê um exemplo de cada.
24. Elabore um diagrama da associação entre a mistura ar-combustível e as emissões de CO, hidrocarbonetos e NO_x de veículos automotores.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Resolva um problema envolvendo a lei dos gases.
2. Converta partes por milhão (ppm) em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) e *vice-versa*.
3. Calcule a quantidade de SO₂ liberada da queima de carvão ou de óleo combustível com teor conhecido de enxofre.
4. Calcule a concentração no nível do solo de um poluente emitido de uma fonte estacionária elevada ou a taxa de emissão (E) para uma concentração de poluente no nível do solo.
5. Calcule a relação estequiométrica ar-combustível para um combustível com composição conhecida.

EXERCÍCIOS

- 12-1** Prove matematicamente que a energia incidente (em $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$) e a energia emanante (ver a Figura 12-14) estão em equilíbrio (1) na atmosfera superior e (2) na superfície da Terra.

- 12-2** Em linguagem simples, a forçante radiativa da temperatura pode ser expressa como:

$$\Delta T_e = \gamma \Delta F$$

onde ΔT_e = variação na temperatura da superfície

γ = fator de sensibilidade climática

ΔF = forçante radiativa

$$= \Delta E_{\text{emissão}} - \Delta E_{\text{absorção}}$$

O fator de sensibilidade climática está entre $0,34^\circ\text{C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{W}^{-1}$ e $1,03^\circ\text{C} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{W}^{-1}$ (IPCC, 1996).

Calcule a variação da temperatura na superfície da Terra (em $^\circ\text{C}$) se o albedo do planeta é reduzido em 0,01 devido ao derretimento das geleiras. Suponha que a energia emanada permaneça constante.

- 12-3** Utilizando os perfis de temperatura fornecidos, descubra se a atmosfera é instável, neutra ou instável. Apresente os cálculos e explique suas escolhas.

(a) Z (m)	T (°C)	(b) Z (m)	T (°C)	(c) Z (m)	T (°C)
2	-3,05	10	6,00	18	14,03
318	-6,21	202	3,09	286	16,71

Respostas: (a) neutra; (b) instável; (c) estável (inversão)

- 12-4** Determine a estabilidade atmosférica de cada um dos seguintes perfis de temperatura.. Apresente os cálculos e explique suas escolhas.

(a) Z (m)	T (°C)	(b) Z (m)	T (°C)	(c) Z (m)	T (°C)
1,5	-4,49	12	28,05	8	18,55
349	0,10	279	19,67	339	17,93

- 12-5** Determine a estabilidade atmosférica de cada um dos seguintes perfis de temperatura. Apresente os cálculos e explique suas escolhas.

(a) Z (m)	T (°C)	(b) Z (m)	T (°C)	(c) Z (m)	T (°C)
2,00	5,00	2,00	5,00	2,00	-21,01
50,00	4,52	50,00	5,00	50,00	-25,17

12-6 Utilize a notação das categorias de estabilidade dada na Tabela 12-13 para encontrar a estabilidade atmosférica associada às condições descritas.

- (a) Manhã de inverno (9h) com tempo claro e velocidade do vento de $5,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
- (b) Tarde de verão (13h30) com tempo encoberto e velocidade do vento de $2,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (c) Noite de inverno (2h) com tempo claro e velocidade do vento de $2,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (d) Manhã de verão (11h30) com velocidade do vento de $4,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Respostas: (a) D; (b) D; (c) F; (d) B

12-7 Encontre a estabilidade atmosférica associada às condições descritas.

- (a) Manhã de verão (13h) com tempo claro e velocidade do vento de $5,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
- (b) Noite de verão (1h30) com tempo claro e velocidade do vento de $2,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (c) Tarde de inverno (14h30) com tempo encoberto e velocidade do vento de $6,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (d) Tarde de verão (13h) com tempo parcialmente encoberto e velocidade do vento de $5,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

12-8 Encontre a estabilidade atmosférica associada às condições descritas.

- (a) Tarde de verão (13h) com tempo claro e velocidade do vento de $1,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
- (b) Noite de inverno (13h) com tempo encoberto e velocidade do vento de $2,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (c) Manhã de inverno (9h30) com tempo encoberto e velocidade do vento de $6,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.
- (d) Noite de inverno (20h) com cobertura fina de nuvens e velocidade do vento de $2,4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

12-9 Em uma manhã de inverno fria e clara, uma usina termelétrica de pequeno porte em uma cidade universitária queima carvão. A hora é 8h00 e a velocidade do vento é $2,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (medida a 30 m de altitude). A base da camada de inversão está localizada a 697 m de altitude. A altura efetiva da chaminé é 30 m. Calcule a distância a jusante, X_L , na qual a pluma atinge a camada de inversão e inicia o processo de mistura no ar subjacente.

Resposta: 5,8 km

12-10 Uma fábrica libera uma pluma na atmosfera durante uma tarde de verão com céu encoberto. A que distância a jusante a pluma inicia a mistura na camada de ar subjacente, se a base da camada de inversão está a 414 m de altitude e a velocidade do vento é $1,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, medida a uma altura efetiva de chaminé igual a 45 m?

12-11 Considere a usina termelétrica no Exemplo 12-3. Calcule a concentração de SO_2 em um ponto localizado 4 km a jusante e 0,2 km perpendicularmente à linha central da pluma ($y = 0,2 \text{ km}$), sabendo que a base da camada de inversão está localizada a 328 m de altitude.

Resposta: $1,16 \times 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$

12-12 Calcule a concentração ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) em um ponto localizado 30 km a jusante ($y = 0$) causada por uma emissão de $1976 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$ de SO_2 em um vento com velocidade igual a $2,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à 1h00 de uma noite de inverno com tempo claro. A altura efetiva da chaminé é 85 m e a base da camada de inversão está a 185 m de altitude. Identifique a categoria de estabilidade.

12-13 Em uma tarde de verão com tempo claro e velocidade do vento igual a $3,20 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ medida a 100 m de altitude, a concentração de particulados totais em suspensão foi de $1520 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ em um ponto localizado 2 km a jusante e 0,5 km perpendicularmente à linha central da pluma, gerada por uma termelétrica operada a carvão. Considere os parâmetros e condições abaixo e calcule a taxa de emissão de particulados totais em suspensão:

Parâmetros da chaminé:

Altura = 75,0 m

Diâmetro = 1,50 m

Velocidade de saída = $12,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

Temperatura = 322°C

Condições atmosféricas:

Pressão = 100,0 kPa

Temperatura = $28,0^\circ\text{C}$

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 12-1** Uma amostra de gás é coletada em uma bolsa de amostragem específica, a qual não reage com os poluentes presentes mas pode se expandir ou contrair. No momento da coleta, a pressão atmosférica era 103,0 kPa. Durante a análise, a pressão atmosférica no laboratório era 100,0 kPa. A amostra continha 0,020 ppm de SO₂. A concentração original do gás no ar amostrado era igual, maior ou menor do que a concentração medida na amostra? Explique
- 12-2** Em que condições a inversão mais intensa ocorrerá (o maior gradiente adiabático possível)?
- (a) Dia de outono com nebulosidade após as folhas terem caído.
 - (b) Noite de inverno com tempo claro e neve recém-caída.
 - (c) Manhã de verão com tempo claro, um pouco antes do nascer do sol.
- Explique a sua resposta.
- 12-3** A poeira do cimento é caracterizada pela presença de particulados muito finos. As temperaturas dos gases de exaustão do forno de produção de cimento são muito altas. Que dispositivo de controle de poluição é o mais apropriado para a situação? Explique o seu raciocínio.
- (a) Lavador Ventura
 - (b) Filtro de mangas
 - (c) Precipitador eletrostático
- 12-4** Os agentes oxidantes fotoquímicos não são associados diretamente a fontes antropogênicas ou naturais. Explique por que os automóveis são considerados a principal fonte produtora de ozônio?
- 12-5** Explique por que o critério de MP_{2,5} é mais apropriado do que o teor de particulados totais em suspensão para a proteção à saúde humana.

REFERÊNCIAS

- AEC (1968) *Meteorology and Atomic Energy, 1968*, U.S. Atomic Energy Commission, USAEC Division of Technical Information Extension, Oak Ridge, TN.
- Anthes, R. A., J. J. Cahir, A. B. Fraser, H. A. Panofsky (1981) *The Atmosphere*, Charles E. Merrill Publishing Co., Columbus, OH, p. 89.
- AP (2005a) Associated Press, *Lansing State Journal*, December 18, p. 14A.
- AP (2005b) Associated Press, <http://www.myrtlebeachonline.com>
- ASHRAE (1981) *Ventilation for Acceptable Air Quality*, American Society of Heating, Refrigerating, and Air Conditioning Engineers, Standard 62-1981, Atlanta, GA.
- Black & Veatch Consulting Engineers (1983) *Lime FGD Systems Data Book*—Second Edition, EPRI Publication No. CS-2781.
- C&EN (2006) “Government Concentrates: Seven States Agree to Cut CO₂ Emissions,” January 2, p. 16.
- Canfield, R. L., C. R. Henderson, D. A. Cory-Slechta, et al. (2003) “Intellectual Impairment in Children with Blood Lead Concentrations Below 10 µg per Deciliter,” *The New England Journal of Medicine*, 348: 1517–26.
- Cannell, A. L., and M. L. Meadows (1985) “Effects of Recent Operating Experience on the Design of Spray Dryer FGD Systems,” *Journal of the Air Pollution Control Association*, 35(7): 782–89.
- CFR (2007) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §50.4-50.12.
- Connolly, C. H. (1972) *Air Pollution and Public Health*, Holt, Rinehart & Winston, New York, p. 7.
- Cooper, C. D., and F. C. Alley (2002) *Air Pollution Control: A Design Approach*, Waveland Press, Long Grove, IL, p. 547.
- Davis, M. L., and D. A. Cornwell (2008) *Introduction to Environmental Engineering*, 4th ed., McGraw-Hill, New York.
- Dumont, R. S. (1985) “The Effect of Mechanical Ventilation on Rn, NO₂, and CH₂O Concentrations in Low Leakage Houses and a Simple Remedial Measure for Reducing

- Rn Concentration, “*Transactions, Indoor Air Quality in Cold Climates, Hazards and Abatement Measures*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 90–104.
- FR (1992) *Federal Register*, 57 FR 31576.
- Ferris, B. G. (1978) “Health Effects of Exposure to Low Levels of Regulated Air Pollutants,” *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28: 482–97.
- Fryling, G. R. (1967) *Combustion Engineering*, Combustion Engineering, Inc., New York, pp. 21–28.
- Godish, T. (2001) “Aldehydes,” in J. D. Spengler, J. M. Samet, and J. F. McCarthy (eds.) *Indoor Air Quality Handbook*, McGraw-Hill, New York, pp. 32.1–32.22.
- Goldsmith, J. R. (1968) “Effects of Air Pollution on Human Health,” in A. C. Stern, ed., *Air Pollution*, Academic Press, New York, pp. 554–57.
- Goody, R. M., and Y. L. Yung (1989) *Atmospheric Radiation: Theoretical Basis*, Oxford University Press, New York, p. 4.
- Goyer, R. A., and J. J. Chisolm (1972) “Lead,” in D. K. K. Lee, ed., *Metallic Contaminants and Human Health*, Academic Press, New York, pp. 57–95.
- Hance, S. B., and J. L. Kelly (1991) “Status of Flue Gas Desulfurization Systems,” Paper No. 91-157.3, 84th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, San Francisco, CA.
- Hansen, J., and M. Sato (2004) “Temperature Trends: 2004 Summation,” <http://www.giss.nasa.gov/data/update/gistemp/2004/>
- HEW (1979) *Smoking and Health: A Report of the Surgeon General of the Public Health Service*, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Pub. No. 79-50066, Washington, DC.
- Hileman, B. (1989) “Global Warming,” *C&E News*, March 13, pp. 25–44.
- Hileman, B. (2005) “Ice Core Record Extended,” *C&E News*, November 28, p. 7.
- Hindawi, I. (1970) *Air Pollution Injury to Plants*, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP-71, Washington, DC, p. 13.
- Hines, A. L., T. K. Ghosh, S. K. Loyalka, and R. C. Warder (1993) *Indoor Air Quality & Control*, PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, pp. 21, 22, 34.
- Hoegg, V. R. (1972) “Cigarette Smoke in Closed Spaces,” *Environmental Perspectives*, 2: 117.
- Holland, J. Z. (1953) *A Meteorological Survey of the Oak Ridge Area*, U.S. Atomic Energy Commission Report No. ORO-99, Washington, DC, p. 540.
- Hosein, R., F. Silverman, P. Coreg, et al. (1985) “The Relationship Between Pollutant Levels in Homes and Potential Sources,” *Transactions, Indoor Air Quality in Cold Climates, Hazards and Abatement Measures*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 250–60.
- ICAS (1975) *The Possible Impact of Fluorocarbons and Hydrocarbons on Ozone*, Interdepartmental Committee for Atmospheric Sciences, Federal Council for Science and Technology, National Science Foundation Publication No. ICAS 18a-FY 75, Washington, DC, p. 3.
- IPCC (1995) *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC 1992 Emission Scenarios*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (1996) *Climate Change 1995: Climate Change 1995, The Science of Climate Change*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (2000) *IPCC Special Report: Emissions Scenarios*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (2001a) *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Summary for Policymakers*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 1–18.
- IPCC (2007a) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Summary for Policymakers*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 1–18.

- IPCC (2007b) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability—The Physical Science Basis, Summary for Policymakers*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 1–18.
- Kao, A. S. (1994) “Formation and Removal Reactions of Hazardous Air Pollutants,” *Journal of the Air Pollution Control Association*, 44: pp. 683–96.
- Karlsson, H. T., and H. S. Rosenberg (1980) “Technical Aspects of Lime/Limestone Scrubbers for Coal-fired Power Plants, Part I: Process Chemistry and Scrubber Systems,” *Journal of the Air Pollution Control Association*, 30(6): 710–14.
- Keeling, C. M., and T. P. Whorf (2005) “Atmospheric Carbon Dioxide Record from Mauna Loa,” <http://www.mlo.noaa.gov>
- Kiehl, J. T., and H. Rodhe (1995) “Modeling Geographic and Seasonal Forcing Due to Aerosols,” in R. J. Charlson and J. Heintzenberg, eds., *Aerosol Forcing of Climate*, John Wiley & Sons, New York, pp. 281–96.
- Kiehl, J. T., and K. E. Trenberth (1997) “Earth’s Annual Global Mean Energy Budget,” *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78: 197–208.
- Langmuir, I. (1918) “The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum,” *Journal of the American Chemical Society*, 40: 1361.
- Lee, H. K., T. K. McKenna, L. N. Renton, et al. (1985) “Impact of a New Smoking Policy on Office Air Quality,” *Indoor Air Quality in Cold Climates, Transactions of the Air Pollution Control Association*, Pittsburgh, PA, pp. 307–22.
- Lefohn, A. S., and S. V. Krupa (1988) *Acidic Precipitation, a Technical Amplification of NAPAP’s Findings*, Proceedings of an APCA International Conference, Pittsburgh, PA, p. 1.
- Mann, M. E., and P. D. Jones (2003) “Global Surface Temperatures over the Past Two Millennia,” *Geophysical Research Letters*, 30(15): CLM 5-1–CLM 5-4.
- Martin, D. O. (1976) “Comment on the Change of Concentration Standard Deviations with Distance,” *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26: 145–46.
- Molina, M. J., and F. S. Rowland (1974) “Stratospheric Sink for Chlorofluoromethanes; Chlorine Atom Catalysed Destruction of Ozone,” *Nature*, 248: 810–12.
- Moschandreas, D. J., J. D. Zabransky, and S. D. Pelta (1985) *Characteristics of Emissions from Indoor Combustion Sources*, Gas Research Institute Report No. 85/0075, Chicago, IL.
- NAPCA (1970) *Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants*, National Air Pollution Control Administration Publication AP-63, Department of Health, Education, and Welfare, Washington, DC.
- NCAPC (1967) *Training Course Manual in Air Pollution, Control of Particulate Emissions*, National Center for Air Pollution Control, Department of Health, Education and Welfare, Cincinnati, OH.
- Noticias (2004) Noticias.info, agencia Internacional de noticias, http://www.noticias.info/Archivo/08/11/2004/notas_de_prensa_archivo
- O’Gara, P. J. (1922) “Sulfur Dioxide and Fume Problems and Their Solutions,” *Industrial Engineering Chemistry*, 14: 744.
- Patterson, D. J., and N. A. Henein (1972) *Emissions from Combustion Engines and Their Control*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, p. 143.
- Peixoto, J. P., and A. H. Oort (1992) *Physics of Climate*, American Institute of Physics, New York.
- Pittman, D. (2011) “Monitoring a Troubling Trend,” *C&E News*, January 10, p. 26.
- Pope, C. A., D. W. Dockery, R. E. Kanner, G. M. Villegas, and J. Schwartz (1999) “Oxygen Saturation, Pulse Rate, and Particulate Air Pollution: A Daily Time-series Panel Study,” *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159: 365–72.
- Pope, C. A., M. J. Thun, M. M. Namboodri et al. (1995) “Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults,” *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151: 669–74.
- Prasad, A. (1995) “Air Pollution Control Technologies for Nitrogen Oxides,” *The National Environmental Journal*, May/June, pp. 46–50.

- Public Law 101-549 (1990).
- Reichhardt, T. (1995) "Weighing the Health Risks of Airborne Particulates," *Environmental Science and Technology*, 29: 360A–364A.
- Reisch, M., and P. S. Zurer (1988) "CFC production: DuPont Seeks Total Phaseout," *C&E News*, April 4, p. 4.
- Roueché, B. (1954) *Eleven Blue Men*, Little, Brown and Company, Boston, pp. 194–215.
- Seinfeld, J. H. (1975) *Air Pollution, Physical and Chemical Fundamentals*, McGraw-Hill, New York, p. 71.
- Seinfeld, J. H., and S. N. Pandis (1998) *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 59 & 71.
- Srivastava, R. K., J. E. Staudt, and W. Josewicz (2005) "Preliminary Estimates of Performance and Cost of Mercury Emission Control Technology Applications on Electric Utility Boilers: An Update," *Environmental Progress*, 24(2): 198–213.
- Sullivan, D. A. (1989) "International Gathering Plans Ways to Safeguard Atmospheric Ozone," *C&E News*, June 26, 33–36.
- Supreme Court (2007) *Massachusetts et al. v. Environmental Protection Agency et al.*, Supreme Court of the United States, syllabus No. 05-1120, argued November 29, 2006—Decided April 2, 2007.
- Traynor, G. W., J. R. Allen, and M. G. Apte (1982) *Indoor Air Pollution from Portable Kerosene-fired Space Heaters, Woodburning Stoves and Woodburning Furnaces*, Lawrence Berkeley Laboratory Report No. LBL-14027.
- Treybal, R. E. (1988) *Mass Transfer Operations*, McGraw-Hill, New York, pp. 253 & 535.
- Tucker, W. G. (2001) "Volatile Organic Compounds," in J. D. Spengler, J. M. Samet, and J. F. McCarthy (eds.) *Indoor Air Quality Handbook*, McGraw-Hill, New York, pp. 31.1–31.20.
- Turner, D. B. (1967) *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, U.S. Public Health Service Publication No. 999-AP-28, Washington, DC.
- UN (2005) *The Millennium Development Goals Report: 2005*, United Nations, New York, p. 32.
- UNDP (2005) *The Montreal Protocol*, <http://www.undp.org/seed/eap/montreal/montreal.htm>
- UNEP/WHO (2002) "Executive Summary," *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002*, United Nations Environmental Programme/World Health Organization, New York.
- U.S. CDC (2005) *Third National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals*, U.S. Centers for Disease Control and Prevention, National Center for Environmental Health, NCEH Pub. No. 05-0570, pp. 41, 74–75.
- U.S. DHEW (1970) *Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants*, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP-63, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- U.S. EPA (1995) *User's Guide for ISC3 Dispersion Models, Vol. II*, U.S. Environmental Protection Agency, Report No. EPA-454/B-95-003b.
- U.S. EPA (1997) *1997 Mercury Study Report to Congress*, U.S. Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov>
- U.S. EPA (2003a) *Response of Surface Water Chemistry to the Clean Air Act Amendments of 1990*, U.S. Environmental Protection Agency, Report No. 620/R-03/001, Research Triangle Park, NC, pp. 59–62.
- U.S. EPA (2003b) *Performance and Cost of Mercury Emission Control Technology Applications on Electric Utility Boilers*, Report No. 600/R-03/1100, Research Triangle Park, NC.
- U.S. EPA (2004) *EPA Fact Sheet*, U.S. Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov>
- U.S. PHS (1965) *Survey of Lead in the Atmosphere of Three Urban Communities*, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, U.S. Public Health Service Publication No. 999-AP-12, Washington, DC.
- Wakeham, H. (1972) "Recent Trends in Tobacco Smoke Research," in I. Schmelz (ed.) *The Chemistry of Tobacco Smoke Research*, Plenum Press, New York.

- Wallace, L. A. (2001) "Assessing Human Exposure to Volatile Organic Compounds," in J. D. Spengler, J. M. Samet, and J. F. McCarthy (eds.) *Indoor Air Quality Handbook*, McGraw-Hill, New York, pp. 33.1–33.35.
- WHO (1961) *Air Pollution*, World Health Organization Regional Office for Europe, European Series 23, Copenhagen, pp. 180, 210–20.
- Wofsy, S. C., J. C. McConnell, and M. B. McElroy (1972) "Atmospheric CH₄, CO, and CO₂," *Journal of Geophysical Research*, 67: 4477–93.
- Yocom, J. E., and R. O. McCaldin (1968) "Effects on Materials and the Economy," in A. C. Stern (ed.), *Air Pollution*, vol. I, 2nd ed., Academic Press, New York, pp. 617–54.
- Zurer, P. S. (1988) "Studies on Ozone Destruction Expand Beyond Antarctic," *C&E News*, May 30, pp. 18–25.
- Zurer, P. S. (1989) "Scientists Find Arctic May Face Ozone Hole," *C&E News*, February 27, p. 5.
- Zurer, P. S. (1994) "Scientists Expect Ozone Loss to Peak About 1998," *C&E News*, September 12, p. 5.

Gestão de resíduos sólidos urbanos

	Estudo de caso: Muito lixo para pouco espaço . . .	652
13-1	INTRODUÇÃO	653
	A magnitude do problema.	654
13-2	CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS . . .	655
13-3	GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	658
13-4	COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS.	659
13-5	RESÍDUOS SÓLIDOS COMO RECURSO	660
	O histórico e as perspectivas	660
	Química e engenharia verdes	661
	Redução na fonte	662
	Reúso	662
	Reeducação e a legislação	663
	Reciclagem	663
	A compostagem	667
13-6	REDUÇÃO DE VOLUME DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	668
	Processos de combustão	668
	Tipos de incineradores	669
	Questões de saúde pública e meio ambiente	672
	Outros processos de tratamento térmico	673
13-7	DISPOSIÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS	673
	Seleção do local	674
	Operação.	675
	Aspectos ambientais	677
	Lixiviado ou chorume	678
	Produção de metano e de outros gases	681
	Projeto de aterros sanitários	684
	Cobertura final de um aterro.	685
	REVISÃO DO CAPÍTULO	685
	EXERCÍCIOS	686
	QUESTÕES PARA DISCUSSÃO.	688
	REFERÊNCIAS	688



Estudo de caso

Muito lixo para pouco espaço

O descarte de materiais inservíveis pelo ser humano é um problema muito antigo. Os povos pré-históricos já conheciam a necessidade de encontrar locais apropriados para os resíduos que geravam, como ossos, ferramentas quebradas e vestimentas que perderam utilidade. Esses materiais, entre outros, eram jogados em pilhas, denominadas sambaquis.* As civilizações da antiguidade reciclavam os materiais obtidos durante a conquista e o saque de regiões inimigas. Com o crescimento das cidades e o aumento da população, os problemas relacionados à disposição dos resíduos gerados se tornaram mais relevantes.. Os aterros têm espaço limitado e a melhoria da qualidade de vida da população tem resultado em um aumento na quantidade de resíduos gerados por pessoa, indicando que alguma coisa deve ser feita.

Ao longo da história surgiram várias abordagens para lidar com os problemas relacionados aos resíduos sólidos. Por exemplo, durante a década de 1980, a Dinamarca estava entre os países com a maior taxa de geração de resíduo por habitante em comparação com os demais países da Europa, resultando no esgotamento rápido da capacidade dos seus aterros sanitários. O uso de incineradores estava fora de questão, pois os dinamarqueses se preocupavam com o aumento da poluição atmosférica. Nesse cenário, o governo da Dinamarca optou pela adoção de um austero programa de gestão de resíduos. Entre as medidas previstas, estava um imposto sobre o lixo, o qual mais do que dobrou o custo de disposição. Foi promulgada uma legislação mais restritiva para a gestão de resíduos sólidos urbanos, tornando os programas de reciclagem obrigatórios e mais convenientes. Os recursos obtidos com os impostos foram utilizados no desenvolvimento de programas para redução de resíduos e aumento da reciclagem e reúso de resíduos sólidos domésticos, industriais e da construção civil. No período compreendido entre 1987 e 1997, a quantidade de resíduos coletada caiu em aproximadamente 26%, enquanto os volumes de materiais reciclados e reaproveitados aumentaram de forma expressiva. A reciclagem e o reúso de materiais de construção cresceram mais de 100% entre 1991 e 1995. A compostagem do resíduo orgânico doméstico aumentou em mais de 580% de 1990 a 1994. Entre 1986 e 1995, a reciclagem de papel e papelão aumentou mais de 77%. Sem dúvida, a adoção de um regime nacional de tributação pode reduzir de forma efetiva a quantidade de resíduos descartados e aumentar o reúso e a reciclagem de materiais (Andersen, 1998).

A Alemanha enfrentou os problemas associados à gestão de resíduos sólidos adotando regulamentações sobre métodos de embalagem, as quais transferiram aos fabricantes maior responsabilidade pela minimização dos resíduos sólidos. Os fabricantes foram obrigados a aceitar de volta as embalagens de seus produtos, as quais devem ser reusadas ou recicladas. Quando as empresas verificaram que precisariam de ajuda nesse sentido, foi criado o *Duales System Deutschland* (DSD). Para se tornarem um membro do programa, as empresas devem recolher uma taxa e com isto o DSD certifica as embalagens das companhias colocando a sua marca comercial, um ponto verde. Este procedimento garante que o material será reciclado após ser coletado. As embalagens com o ponto verde devem ser dispostas nas calçadas e são coletadas em horários específicos, o que facilita a reciclagem e a torna conveniente. O DSD regularmente ultrapassa as metas de reciclagem estabelecidas pelo governo, que é de 75% para embalagens de vidro, 70% para embalagens de papel e aço e 60% para embalagens de alumínio, plástico e compostas (Cartledge, 2004; U.S. EPA, 1998).

Em contrapartida, a cidade de Hamilton, em Ontário, reagiu ao seu problema com resíduos sólidos adotando programas voluntários. A cidade definiu metas de 42 e 65% para a redução de resíduos nos anos de 2005 e 2008, respectivamente. A reciclagem de resíduos sólidos é incentivada mediante programas educacionais em escolas e nas mídias locais. A coleta semanal de plásticos, papéis, papelão e vidro torna a reciclagem prática e conveniente. Os moradores se-

*N. de T.: No Brasil, o termo "sambaqui" é empregado em alusão a um monte formado por conchas de animais marinhos, por vezes utilizado também como cemitério pelas populações primitivas que geravam estas pilhas. Em outros continentes, o termo denota amontoados de materiais mais diversificados.



FIGURA 13-1 Caminhão de coleta de lixo com dois compartimentos, utilizado na cidade de Hamilton, Ontário. O resíduo reciclável é coletado no compartimento 1, enquanto os resíduos orgânicos são transportados no compartimento 2.

param os itens recicláveis em dois contêineres azuis, um para papéis secos, outro para plásticos, vidros, metais, recipientes de alumínio e outros materiais recicláveis. Materiais de origem vegetal como folhas mortas e resíduos de jardinagem são coletados várias vezes durante o outono e a primavera. Em 2006, a cidade de Hamilton deu início a um amplo programa de separação de resíduos orgânicos, os quais são descartados em contêineres verdes na calçada. Estes são esvaziados em caminhões especiais equipados com basculantes apropriadas (Figura 13-1). Os caminhões recolhem lixo reciclável e orgânico na mesma ocasião. Uma divisória interna mantém estes resíduos em compartimentos separados, que são esvaziados em locais distintos e adequados para cada tipo de resíduo. Já os produtos da compostagem de material vegetal são espalhados nos parques da cidade e entregues aos proprietários de residências com jardins. O resíduo orgânico compostado é comercializado pela concessionária de recolhimento de resíduos. O índice de separação de resíduos em Hamilton vem crescendo a cada ano. Em 2006, cerca de 40% dos resíduos gerados na cidade eram separados nas classes descritas. Antes do lançamento do sistema de coleta em contêineres verdes, a cidade tinha um índice de separação de resíduos de 30%, ao final de 2005.

As iniciativas descritas representam abordagens distintas para os problemas relacionados à gestão de resíduos sólidos. As possibilidades são muitas, mas toda abordagem desenvolvida com essa finalidade precisa levar em conta os hábitos sociais e culturais, além das expectativas, das populações envolvidas. Contudo, está claro que é necessário desenvolver processos capazes de surtir os resultados esperados para a minimização de resíduos e de materiais descartados, considerando-se as limitações de áreas adequadas disponíveis para aterros sanitários.

13-1 INTRODUÇÃO

O termo **resíduo sólido** é uma expressão genérica usada para descrever os objetos que jogamos fora. Ele inclui todos os materiais que os cidadãos comuns chamam de detrito, refugo ou, mais comumente, lixo. Contudo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos adota uma definição mais ampla, de cunho normativo. Segundo esta definição, resíduo sólido é todo o material descartado pelo homem, independentemente de ser destinado ao reúso, à reciclagem ou à

recuperação, inclusive lodos e resíduos perigosos. Contudo, resíduos radioativos e de mineração não estão incluídos nesta definição normativa.

Este capítulo se limita à discussão sobre os resíduos sólidos gerados em residências e estabelecimentos comerciais. Os lodos foram discutidos nos Capítulos 10 e 11, enquanto os resíduos perigosos serão abordados no Capítulo 14 e os rejeitos radioativos são tratados no Capítulo 16.

A magnitude do problema

O descarte de resíduos sólidos é problemático, sobretudo em áreas densamente povoadas. De modo geral, quanto mais concentrada for a população, maior se torna o problema, embora algumas áreas muito populosas tenham desenvolvido soluções criativas para minimizar a geração de resíduos. Várias estimativas dão conta da quantidade diária de resíduos sólidos gerados por pessoa. Desde 1960, ano em que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos começou a registrar estes dados, a massa total de resíduos sólidos municipais (RSM) gerados anualmente aumentou de 79,9 para 225,9 milhões de toneladas. A taxa de geração teve um pico em 2005, com 229,2 milhões de toneladas. Outro pico havia sido registrado no ano 2000, quando a taxa de geração por habitante ficou em 2,14 kg por dia. Os dados mais recentes disponíveis, relativos a 2010, indicam que a quantidade de resíduos sólidos gerados por pessoa diariamente ficou em 2,01 kg. A agência americana definiu que a meta de reciclagem de RSM para o ano 2005 deveria ser de 35%. Os Estados Unidos estão próximos de alcançarem este objetivo, já que 34,1% dos RSM produzidos no país em 2010 foram reciclados (U.S. EPA, 2011).

Os hábitos das populações acarretam variações expressivas na massa de resíduos gerada. Por exemplo, a coleta realizada com maior frequência ajuda a aumentar a quantidade de material coletado. O aumento da disposição de resíduos vegetais em unidades de compostagem domésticas tende a diminuir a sua quantidade disposta como RSM. Com o aumento do consumo de alimentos industrializados, aumenta a quantidade de embalagens presentes nos resíduos, enquanto a quantidade de restos de alimentos não industrializados diminui. A massa total de resíduos é menor em regiões habitadas por populações de baixa renda, enquanto a porcentagem de restos de alimentos é maior.

Nos Estados Unidos da América, as áreas residenciais, incluindo condomínios, produzem entre 55 a 65% de todos os RSM descartados. Os valores médios variam em função de fatores locais. As pesquisas indicam que os volumes de RSM coletados variam muito de cidade para cidade, por conta de diferenças no clima, no padrão de vida, na estação do ano, no grau de escolaridade e nas práticas de coleta e de descarte.

Como mostra a Figura 13-2, considerando-se a massa total de resíduos gerada anualmente ou a massa produzida por habitante, os Estados Unidos superam qualquer outro país industrializado. Esta diferença seria muito maior, caso o país não liderasse a reciclagem de resíduos municipais (Figura 13-3). Estes dados podem ser úteis no dimensionamento de aterros sanitários e na determinação do número de caminhões necessários para coletar resíduos sólidos, conforme será visto no Exemplo 13-1.

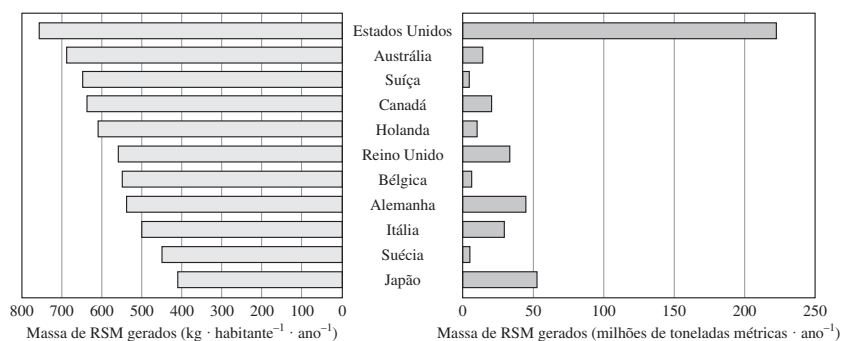
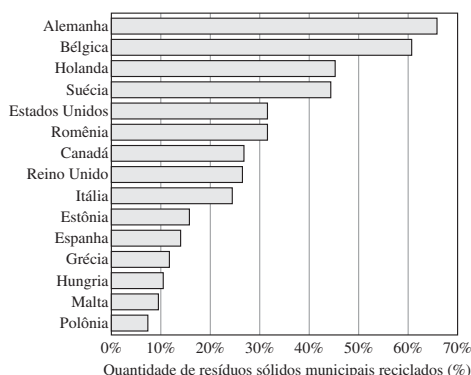


FIGURA 13-2 Quantidade de resíduos sólidos municipais gerados por alguns países.

FIGURA 13-3 Os padrões de reciclagem de resíduos sólidos municipais em diferentes países.



13-2 CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Os termos *refugos*, no Brasil denominado *lixo*, e *resíduo sólido* são utilizados como sinônimos, embora o segundo seja o preferido. Os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com diferentes critérios. Em alguns casos, a origem dos resíduos é importante, o que explica a utilidade da classificação mostrada na Tabela 13-1 em resíduos domésticos, institucionais, industriais, de varrição, de demolição e de construção. Outro fator relevante é a natureza do material, segundo a qual os resíduos sólidos são divididos em orgânicos, inorgânicos, combustíveis, não combustíveis, putrescíveis e não putrescíveis. Os sistemas de classificação destes resíduos têm papel especial na escolha dos métodos apropriados de coleta, tratamento, reciclagem e descarte.

Os **resíduos putrescíveis** são compostos de restos animais e vegetais resultantes dos processos de preparo, cozimento e consumo de alimentos. De modo geral, estes resíduos apresentam teores elevados de matéria orgânica degradável e umidade. Pequenas quantidades de líquido livre não são incomuns. Os resíduos putrescíveis se originam sobretudo em cozinhas, lojas, mercados, restaurantes e outros locais que armazenem, preparem ou sirvam alimentos. Este tipo de resíduo se decompõe com rapidez, especialmente em dias quentes, e podem liberar odores desagradáveis. Os resíduos putrescíveis têm valor comercial como alimento para animais ou base para a formulação de rações. Todavia, esta aplicação não é adotada nos casos em que há riscos para a saúde humana.

Os *resíduos sólidos municipais*, comumente denominado lixo comum, na verdade são um subconjunto de resíduos sólidos. Em linhas gerais, estes resíduos são formados por bens duráveis descartados (como eletrodomésticos, pneus e pilhas, por exemplo), bens não duráveis, embalagens, restos de comida, restos vegetais de jardinagem e outros resíduos orgânicos de origem doméstica, comercial e industrial, que não estejam relacionados com o processo produtivo.

A composição típica dos resíduos sólidos municipais produzidos nos Estados Unidos no ano de 2010 é ilustrada na Figura 13-4.

Como mostra a Figura 13-5, a composição dos RSM varia de país a país. Ela depende de vários fatores, como o clima, a frequência da coleta, os padrões de utilização de sistemas de disposição domiciliar para restos de alimentos, os hábitos sociais, a renda per capita, a quantidade e a densidade de embalagens e os padrões de reciclagem (por exemplo, a implementação de sistemas de reciclagem locais).

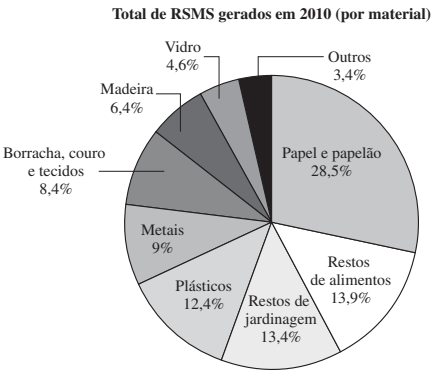
A massa específica dos resíduos sólidos é definida como o quociente da massa do resíduo pelo volume que ele ocupa. O lixo comum solto tem massa específica próxima de $115 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, enquanto a massa específica do lixo coletado varia entre $180 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e $450 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. No aterro, a massa específica do lixo compactado está entre $350 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e $500 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, enquanto a densidade do lixo bem compactado varia entre $600 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e $750 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. A massa específica dos resíduos no interior do aterro varia com o grau de compactação, da profundidade em que está depositado no aterro, do tempo decorrido após a sua disposição, da sua composição e do teor de umidade. Infelizmente, nos casos em que a massa específica do resíduo é indicada, as informações disponíveis nos relatórios não são suficientes para uma interpretação clara do valor apresentado.

TABELA 13-1 As fontes de resíduos sólidos em uma comunidade

Fontes	Instalações, atividades ou locais onde são gerados	Tipos de resíduos sólidos
Residenciais	Residências para uma ou mais famílias, prédios de apartamentos.	Restos de alimentos, papel, papelão, plásticos, tecidos ou trapos, couro, material vegetal (folhas e troncos), vidro, latas, alumínio, metais diversos, cinzas, resíduos especiais (eletrodomésticos, inclusive da linha branca, resíduos de jardinagem, pilhas, óleo e pneus), resíduos domésticos perigosos
Comerciais	Lojas, restaurantes, mercados, prédios de escritórios, hotéis, pousadas, lojas de impressão digital, postos de gasolina, mecânicas, etc.	Papel, papelão, plásticos, madeira, alimentos, vidro, metais, resíduos especiais (ver acima), resíduos perigosos
Institucionais	Escolas, hospitais, prisões, sedes de órgãos governamentais	Ver os resíduos comerciais
Construção e demolição	Edificações em construção ou demolição, estradas em manutenção, calçadas esburacadas	Madeira, aço, concreto, detritos diversos
Serviços municipais (exceto unidades de tratamento)	Limpeza de ruas, bueiros, parques, praias e áreas de recreação	Resíduos especiais, lixo comum, resíduos de varrição de ruas, podas de árvores e jardins, resíduos coletados em parques, praias e áreas de recreação, resíduos retidos em bueiros
Unidades de tratamento; incineradores municipais	Processos de tratamento de água para abastecimento e efluentes domésticos e unidades de incineração	Resíduos das unidades de tratamento, compostos, principalmente, de lodos
Resíduos sólidos municipais ^a	Todos os itens citados acima	Todos os itens citados acima
Industriais	Construção, fabricação, processos de produção de itens leves e pesados, refinarias, indústrias químicas, termelétricas, demolição	Resíduos de processos industriais, sucatas, resíduos não industriais como restos de alimentos, lixo comum, cinzas, resíduos de demolição e construção, resíduos especiais e perigosos
Agrícolas	Restos de colheitas, pomares, videiras, laticínios, pastagens, fazendas	Alimentos estragados, resíduos agrícolas, lixo comum, resíduos perigosos

^a O termo *resíduo sólido municipal (RSM)* inclui os resíduos em geral produzidos por uma comunidade, exceto os resíduos oriundos de processos industriais e agrícolas.
Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993.

FIGURA 13-4 Composição típica de resíduos sólidos municipais. Em 2010, mais de 223 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram geradas nos Estados Unidos, o que correspondia a uma geração diária de 2,01 kg por habitante. O termo “outros” diz respeito a resíduos inorgânicos diversos e eletrólitos da urina e nas fezes retidas em fraldas descartáveis.



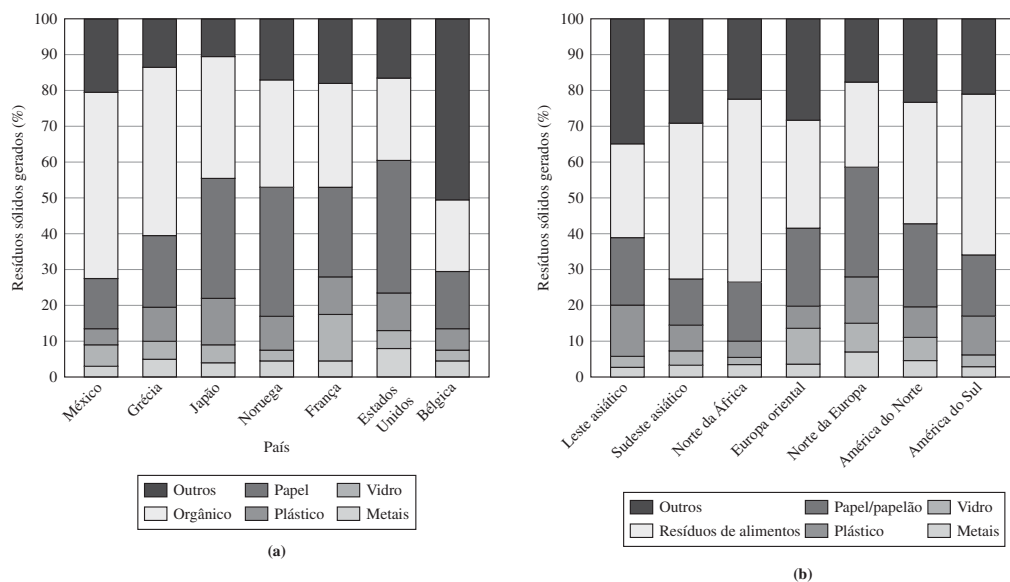


FIGURA 13-5 Variação da composição de resíduos sólidos municipais em diferentes países.

EXEMPLO 13-1

A geração de RSM em uma cidade alemã com 20 mil habitantes é de $0,95 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ por habitante. Nos Estados Unidos, uma cidade do mesmo porte tem uma taxa específica de geração igual a $1,9 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ por habitante.

1. Qual é a quantidade de RSM gerada em cada cidade?
2. Quantos caminhões seriam necessários para coletar o lixo, duas vezes por semana? Cada caminhão tem capacidade para transportar 4,5 T de lixo e circula cinco dias por semana. Suponha que cada caminhão colete duas cargas de RSM a 75% da capacidade.
3. Se as duas cidades reciclam os resíduos gerados segundo as proporções mostradas na Figura 13-4, calcule a massa de RSM descartada nos aterros. Se a massa específica dos resíduos é $280 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, qual é o volume de RSM gerado?

Solução

1. A quantidade de RSM gerados corresponde ao número de habitantes multiplicado pela taxa diária de geração por habitante.

Para a cidade alemã:

$$20.000 \text{ habitantes} \times 0,95 \text{ kg} \cdot \text{habitante}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} = 19.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

Para a cidade norte-americana:

$$20.000 \text{ habitantes} \times 1,9 \text{ kg} \cdot \text{habitante}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} = 38.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

2. Para estimar o número necessário de caminhões para coleta, calcula-se a quantidade de resíduos gerada por cada cidade, em uma semana.

Para a cidade alemã:

$$19.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \times 7 \text{ dias} \cdot \text{semana}^{-1} = 133.000 \text{ kg} \cdot \text{semana}^{-1}$$

Para a cidade norte-americana:

$$38.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \times 7 \text{ dias} \cdot \text{semana}^{-1} = 266.000 \text{ kg} \cdot \text{semana}^{-1}$$

A seguir, obtém-se a capacidade de cada caminhão:

$$2 \text{ cargas} \cdot \text{dia}^{-1} (0,75 \times 4,5 \text{ t por carga})(1000 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}) = 6750 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \text{ por caminhão}$$

Agora, calcula-se a demanda total de coleta que precisa ser atendida. Como são duas coletas realizadas, a demanda é dividida por dois, para cada residência, durante a semana de cinco dias.

Para a cidade alemã:

Utilizando as taxas de geração de RSM calculadas, a cidade alemã gera, a cada semana, 133.000 kg de RSM. Uma vez que os resíduos são coletados duas vezes por semana, cada caminhão recolhe:

$$66.500 \text{ kg a cada } 2,5 \text{ dias (em uma semana de cinco dias úteis)}$$

Da mesma forma, para a cidade norte-americana, cada caminhão recolhe:

$$133.000 \text{ kg a cada } 2,5 \text{ dias (em uma semana de cinco dias úteis)}$$

Por fim, calcula-se o número de caminhões necessários para atender esta demanda dividindo a demanda total de coleta pela capacidade de um caminhão.

Para a cidade alemã:

$$\frac{(66.500 \text{ kg})}{(2,5 \text{ dias})(6750 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{caminhão}^{-1})} = 3,94, \text{ ou } 4 \text{ caminhões}$$

Para a cidade norte-americana:

$$\frac{(133.000 \text{ kg})}{(2,5 \text{ dias})(6750 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{caminhão}^{-1})} = 7,88, \text{ ou } 8 \text{ caminhões}$$

3. A massa de resíduos descartada no aterro corresponde à massa total de resíduos produzidos, menos a quantidade reciclada. O volume é calculado dividindo-se a massa obtida pela massa específica.

Para a cidade alemã:

$$19.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} - (0,16 \times 19.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}) = 15960 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

$$\frac{(15960 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1})}{(280 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})} = 57 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Para a cidade norte-americana:

$$38.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} - (0,23 \times 38.000 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}) = 29.260 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$$

$$\frac{(29.260 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1})}{(280 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})} = 104,5 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

13-3 GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A discussão sobre gestão de resíduos sólidos precisa levar em conta todo o percurso do material, desde a geração até a disposição final. Como mostra a Figura 13-6, a gestão de resíduos sólidos é complexa e envolve muitas etapas.

A primeira etapa na gestão de resíduos sólidos está na sua geração, como indicado na Figura 13-6. Uma vez que o material deixa de ser útil para o seu proprietário, ele passa a ser considerado lixo. Como discutido no início deste capítulo, a geração de resíduos depende da cultura de cada país, condições socioeconômicas e é resultado das várias práticas vigentes.

Após a geração no local, os resíduos precisam ser processados, isto é, lavados, separados e armazenados de forma a possibilitar a reciclagem de uma parcela do resíduo. Esta etapa é bastante influenciada pela legislação e cultura locais. Por exemplo, em algumas comunidades, o descarte de resíduos de jardinagem e outros materiais similares para coleta com o lixo comum é

proibido. Tais materiais devem ser descartados em sistemas de coleta específicos. A cultura do público quanto à importância da reciclagem também afeta o sucesso desta etapa.

A coleta é a próxima etapa da gestão de resíduos sólidos. Ela inclui o recolhimento de resíduos e o transporte destes por caminhões projetados para a finalidade. A coleta de material reciclável também faz parte desta etapa. Como será visto na próxima seção, a coleta e o transporte de resíduos representam uma parcela significativa dos custos associados à gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Os resíduos coletados são transferidos para uma unidade central de armazenagem ou de processamento. A compactação e a separação dos componentes reaproveitáveis são fases importantes desta etapa. Alguns resíduos separados têm valor comercial significativo, fazendo com que estes materiais percam a condição de resíduo. A parcela orgânica é convertida em calor pela via química (na maioria das vezes, por incineração), em gases de combustão ou em produtos de compostagem (mediante reações biológicas).

As últimas etapas envolvem o transporte e a disposição dos resíduos, a qual é feita, normalmente, em aterros sanitários.

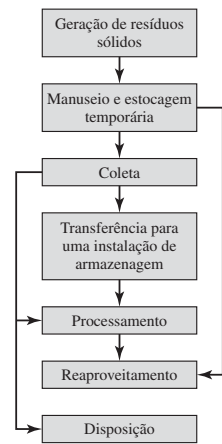


FIGURA 13-6
As etapas da gestão de resíduos sólidos.

13-4 COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Nos Estados Unidos, as políticas de coleta de resíduos sólidos de uma cidade são baseadas em tomadas de decisão pelos administradores públicos, eleitos pela população. Estas decisões dizem respeito à coleta ser realizada por (1) funcionários da administração municipal (coleta municipal), (2) empresas terceirizadas (por contrato) ou (3) empresas contratadas pelos próprios residentes (coleta privada).

Os administradores públicos também podem definir os tipos de resíduos que serão coletados e os geradores que serão atendidos. Em alguns municípios ou comunidades, determinadas classes de resíduos sólidos não são coletadas, por exemplo, podas ou detritos de jardinagem. Em outros, alguns materiais específicos como pneus, móveis e animais mortos são excluídos do sistema de coleta. Resíduos perigosos não fazem parte da coleta regular. A natureza do serviço é ditada pelas limitações nas unidades de disposição ou pela opinião das autoridades legislativas a respeito dos detalhes da execução da coleta. A maioria dos prestadores de serviços de coleta recolhem os resíduos domésticos, mas apenas um terço faz a coleta de resíduos industriais.

A decisão final sobre a frequência de coleta dos resíduos é responsabilidade dos representantes eleitos pela comunidade. A frequência ideal, que garanta um serviço satisfatório e economicamente viável, é definida com base na quantidade de resíduos sólidos a serem coletados, além de fatores como o clima, o custo e a opinião pública sobre o tema. Nos casos em que há resíduos putrescíveis, o intervalo máximo entre coletas não deve ultrapassar:

1. O período médio de acumulação da quantidade passível de ser colocada em contêineres de tamanhos apropriados.
2. O período transcorrido até os resíduos putrescíveis começarem a se decompor e liberarem odores desagradáveis, em condições normais de armazenagem.
3. A duração do ciclo reprodutivo das moscas, que, no verão, é inferior a sete dias.

Nas últimas três décadas, a frequência média de coleta passou de duas vezes por semana para uma. Esta redução na frequência se deve a dois fatores. O primeiro é a redução dos custos unitários de coleta. O segundo se refere ao aumento da porcentagem de papel e redução da quantidade de resíduos putrescíveis, o que permite realizar a coleta de resíduos domésticos com menor frequência.

Definida a política de coleta, o método a ser utilizado é definido por engenheiros ou pelos gestores. As principais variáveis consideradas envolvem o modo de coleta dos resíduos, os detalhes da administração das equipes de coleta e a definição das rotas dos caminhões. Uma discussão detalhada sobre a definição de métodos de coleta e de elaboração de rotas está além do escopo deste livro.

13-5 RESÍDUOS SÓLIDOS COMO RECURSO

O histórico e as perspectivas

Os principais recursos minerais utilizados pelos seres humanos são limitados. À medida que os minérios de qualidade são extraídos do solo, as atenções se voltam para como utilizar os depósitos menos lucrativos. A exploração de depósitos com menor teor de minerais de interesse comercial exige investimentos expressivos e quantidades proporcionalmente maiores de energia. Nos sistemas financeiros e de mercado, apenas os custos de extração e processamento são entendidos como variáveis relevantes para a obtenção de recursos naturais não renováveis, ou finitos, como alumínio, cobre, ferro e petróleo. Contudo, no contexto econômico amplo, esta abordagem é muito limitada. A extração de grandes volumes de material virgem acarreta a geração de quantidades expressivas de resíduos sólidos, além do fato destes recursos serem exauridos. Nos Estados Unidos, os equívocos na precificação dos materiais como, por exemplo, os descontos devidos à depreciação e as taxas excessivamente baixas de transporte ferroviário de minérios, comparadas aos valores cobrados para o transporte dos resíduos gerados, contribuem para o esgotamento de depósitos minerais e pelas grandes quantidades de resíduos sólidos gerados. Além disso, o estilo de vida moderno, marcado pela geração de grandes volumes de resíduos e os baixos índices de reciclagem contribuem para a perda de recursos naturais importantes e valiosos.

Os recursos naturais renováveis, sobretudo a madeira, também correm grandes riscos. A preferência por produtos caracterizados por um excesso de embalagens leva a necessidade de ampliação da área para cultivo de eucaliptos, o que pode exercer forte pressão sobre as áreas de florestas naturais. A Europa, a Índia e o Japão sofrem com a carência de madeira. Nos Estados Unidos, a lição dada por estes países ainda não foi aprendida.

A redução da geração de resíduos, que representa uma economia indireta de recursos, e a reciclagem ou o reúso dos materiais presentes são meios de minimizar alguns dos problemas relacionados à gestão de resíduos sólidos e à depleção dos recursos naturais. No passado, a recuperação de recursos tinha uma função importante nos processos de produção industrial. Até meados do século XX, a recuperação de materiais presentes nos resíduos domésticos, o que passou a ser conhecido como *reciclagem*, representava uma importante fonte de recursos. Nos cinco anos que antecederam o começo da Segunda Guerra Mundial, em 1939, a reciclagem de cobre, chumbo, alumínio e papel representavam 44%, 39%, 28% e 30%, respectivamente, da matéria-prima consumida pelas indústrias dos Estados Unidos (National Center for Resource Recovery, 1974). Contudo, com o tempo, os custos de processamento de matérias-primas virgens ficaram menores do que aqueles associados aos materiais recuperados.

Em princípio, os resíduos sólidos municipais passíveis de processamento nos Estados Unidos poderiam atender entre 73% e 95% da demanda papel e vidro, respectivamente. Todavia, nas categorias de materiais compensados, plásticos e madeira, apenas uma pequena parcela da demanda anual é recuperável dos RSM gerados no país. Enquanto a reciclagem envolve o retorno do material a seu estado bruto, o reúso às vezes representa uma alternativa mais eficiente em termos do consumo de energia. A porcentagem de metais potencialmente recicláveis varia muito. Os fatores de mais peso são o custo da reciclagem em comparação ao custo das matérias-primas virgens, a facilidade com a qual os materiais podem ser reciclados e os fatores de mercado que governam a compra de materiais novos ou recuperados. Os custos da reciclagem de cobre, bronze e alumínio são muito semelhantes. Contudo, cerca de 85% do cobre e do alumínio podem ser reciclados, ao passo a quantidade reciclável de latão, que é uma liga metálica, corresponde a apenas 45% da produção. Apesar dos custos elevados, os vários tipos de madeira compensada são difíceis de reciclar, já que sua produção envolve o uso de polímeros termofixos, isto é, aqueles que não fundem ao serem aquecidos. Os materiais cerâmicos raramente são reciclados. Com relação à produção de energia, se todo o volume de RSM gerado nos Estados Unidos fosse convertido em energia, esta seria capaz de atender entre 3 a 5% da demanda energética do país. Tal quantidade de energia é suficiente para iluminar todas as casas e prédios comerciais dos Estados Unidos (Vence e Powers, 1980). Embora algumas comunidades consigam atender a algo entre 7 e 10% ou mais de suas demandas energéticas por meio da recuperação da energia contida nos resíduos sólidos, no âmbito nacional esta proporção talvez seja de apenas 0,3%.

Diante do exposto, não é difícil perceber por que “a recuperação pela recuperação”, ou “a recuperação de energia pela economia de energia” sejam temas que até hoje receberam pouca atenção, exceto nos casos de emergência nacional ou de esgotamento da capacidade de aterros

sanitários. No cenário atual de investimentos financeiros, o fato de a economia e a recuperação de recursos serem iniciativas mais dispendiosas do que a disposição em aterro (salvo em situações localizadas e distintas) atua como desincentivo às medidas voltadas para a conservação. Então, por que as autoridades deveriam se preocupar com a conservação e a recuperação de recursos? A resposta mais simples é porque elas devem “proteger o meio ambiente”. A medida que várias iniciativas para proteger a atmosfera e controlar a poluição aquática são adotadas, surge a obrigação de deixar para as gerações futuras um panorama mais promissor, não um cenário de ruas cheias de lixo gerado por nossos hábitos de consumo. Tais iniciativas não são isentas de custos, mas estes podem ser otimizados. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos definiu como meta nacional uma taxa de reciclagem de 35% dos resíduos sólidos gerados naquele país até o ano de 2005. Muitos estados se preparam para alcançar este objetivo. Outros, como Maryland e Washington, o ultrapassaram de maneira significativa.

Mais de 500 normas sobre a reciclagem foram aprovadas pelas unidades federativas dos Estados Unidos. Estas normas contemplam aspectos variados, desde as preferências na hora da compra de produtos até a definição de metas abrangentes de reciclagem. De acordo com a Organização para Desenvolvimento do Reúso, existiam mais de 6 mil centros de reúso espalhados pelo país. Estes centros são responsáveis pela coleta de uma variedade de resíduos que resultam tanto de programas especiais de reciclagem de resíduos da construção civil e de material escolar desnecessário, como de programas locais de reciclagem desenvolvidos pela sociedade civil ou outra organização. No ano de 2012, 10 estados possuíam normas sobre o descarte de garrafas, e 24 proibiam a disposição em aterros de resíduos de jardinagem (Miller, 2006). Nos 50 estados e no Distrito de Colúmbia, mais de 3780 programas voltados para a compostagem de resíduos de poda e jardinagem estão em vigor e cerca de 9500 iniciativas de coleta porta a porta foram adotadas. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos calculou o aumento dos volumes de materiais reciclados (Tabela 13-2). Os resultados mostram que os índices de recuperação global de resíduos subiram, de 6,4% em 1960, para 16,2% em 1990, 28% em 1997 e 34,1% em 2011 (U.S. EPA, 2011). Os 7,7 milhões de toneladas de RSM reciclados e compostados propiciam uma redução equivalente a mais de 189 milhões de toneladas de CO₂, quantidade equivalente às emissões de mais de 36 mil veículos de passeio, embora os aspectos mais relevantes estejam associados à redução da exploração de recursos naturais e redução da necessidade de área para disposição final destes resíduos.

Química e engenharia verdes

A química e a engenharia verdes estão mudando o modo como produtos são projetados e fabricados. Atualmente, as preocupações se voltam para descobrir como as decisões tomadas no âmbito da engenharia afetam o meio ambiente e a vida no planeta. Por essa razão, as soluções para os problemas ambientais surgem antes mesmo desses se manifestarem. Ao invés do desenvolvi-

TABELA 13-2 Índices de reciclagem de alguns materiais presentes nos RSM

Material	Índice de reciclagem (%)				
	1990 ^a	1995 ^b	2000 ^b	2005 ^c	2010 ^d
Papel e papelão	27,8	40,0	45,4	50	62,5
Vidro	20,0	24,5	23,0	21,6	27,1
Metais totais	26,1	38,9	35,4	36,8	35,1
Alumínio	35,9	34,6	27,4	21,5	19,9
Plásticos	2,2	5,3	5,4	5,7	8,2
Restos de jardinagem	12,0	30,3	56,9	61,9	57,5
Borracha e couro	6,4	8,8	12,2	14,3	15,0
Madeira	3,3	9,6	3,8	9,4	14,5
Vestuário e tecidos	11,5	12,2	13,5	15,3	15,0

^a U.S. EPA, 1997.

^b U.S. EPA, 2002.

^c U.S. EPA, 2006.

^d U.S. EPA, 2011.

mento de metodologias de tratamento do tipo “fim de tubo”, os engenheiros se dedicam a escolher materiais, a projetar processos de produção e a melhorar os índices de economia de recursos no sentido de minimizar os efeitos destas atividades no ambiente natural. As consequências destas decisões são discutidas nos parágrafos abaixo, com foco na gestão dos RSM.

Redução na fonte

Até o presente, o foco da sustentabilidade do estilo de vida moderno tem sido o reúso e a reciclagem de materiais que geramos e descartamos. Viabilizar o reúso ou a reciclagem de, aproximadamente, 2 kg de resíduos por pessoa todo o dia é impraticável, já que muitos dos materiais presentes não possibilitam sua reutilização ou reciclagem, como imaginado por boa parte da população. Portanto, é imperativo concentrar esforços na redução da geração de resíduos na fonte, isto é, na prevenção à geração de resíduos. Tal iniciativa requer o projeto, a produção, a compra e o uso de materiais com vistas à minimização das quantidades e da toxicidade dos resíduos gerados. A redução na fonte também diminui os custos e os problemas associados à coleta, reciclagem, compostagem, disposição final em aterros ou incineração dos resíduos. Além disso, a iniciativa permite preservar recursos naturais importantes e reduzir a poluição. Diversas abordagens de redução na fonte foram desenvolvidas.

A redução de resíduos e a modificação de processos. A redução na fonte é realizada diminuindo-se a quantidade de materiais utilizados nos processos produtivos e nos produtos disponibilizados para a sociedade. Alterações nos projetos de processos, produtos e de embalagens estão entre as medidas adotadas para diminuir a quantidade de matéria-prima e insumos utilizados. Por exemplo, em 1977 a massa de uma garrafa de refrigerante de 2 L era 68 g. Atualmente, a massa de uma garrafa com a mesma capacidade foi reduzida para 51 g. A quantidade unitária de plástico poupada é pequena, mas a economia total associada a esta modificação impede a entrada em circulação de 115 mil toneladas de material a cada ano. Os novos desenvolvimentos permitem que as empresas desenvolvam embalagens que protegem os conteúdos com mais eficiência, prevenindo perdas e, indiretamente, reduzindo as quantidades de materiais descartados.

Os materiais tóxicos podem ser substituídos por materiais não tóxicos, como a substituição de tintas à base de solventes orgânicos por tintas à base de óleo de soja ou de água. Os lacres metálicos contendo chumbo, utilizados em garrafas de vinho, foram substituídos por lacres de alumínio, facilmente reciclável e com menor potencial de poluição. O CFC foi substituído por compostos químicos com menor potencial de destruição da camada de ozônio. Hidrocarbonetos com elevado ponto de inflamabilidade ou óleo de silicone substituíram as PCBs em transformadores e outros equipamentos elétricos. O projeto de transformadores também passou por mudanças para permitir o uso de óleos lubrificantes e outros isolantes térmicos em lugar das PCBs.

Os volumes de resíduos podem ser reduzidos com medidas específicas no projeto de produtos, entre as quais o aumento do ciclo de vida e a facilitação da manutenção. Admitindo-se que produtos de maior durabilidade sejam mais caros, os consumidores devem demonstrar a disposição de pagar mais por estes itens e de enviar para conserto produtos com defeito, em lugar de descartá-los.*

Empresas e indivíduos podem modificar os seus hábitos para reduzir a geração de resíduos. Por exemplo, hoje os e-mails substituem as cartas redigidas em papel. Outra iniciativa importante é o uso dos dois lados do papel para a impressão de documentos. Além disso, listas de destinatários devem ser atualizadas para evitar que correspondências sejam enviadas a pessoas que não as receberão, por algum motivo. É possível pedir a remoção de seu nome dessas listas, o que ajuda a reduzir a quantidade de correspondência indesejada e inútil que você recebe. As iniciativas voltadas para a comercialização de produtos a granel são muito importantes na redução de resíduos.

Reúso

A redução na fonte também é realizada com o reúso de eletrodomésticos, computadores e mobília. Estes produtos podem ser consertados ou adaptados, doados para instituições de caridade ou grupos comunitários, ou mesmo vendidos a pessoas interessadas capazes de utilizá-los de

* N. de R.T.: O projeto para a reciclagem também permite um melhor aproveitamento dos recursos naturais.

alguma forma. O ideal é promover o uso contínuo desses produtos, dentro da função para a qual foram projetados. Sempre que possível, o reúso é a alternativa preferida à reciclagem, já que não requer que o produto seja reprocessado para ser usado outra vez. Algumas abordagens ao reúso incluem*:

- A adoção de xícaras de louça em substituição aos copos de café descartáveis
- O uso de guardanapos de tecido em lugar de guardanapos de papel
- O consumo de água potável da torneira em lugar de água engarrafada
- A doação de revistas velhas e equipamentos desnecessários a instituições de caridade
- O aproveitamento de caixas usadas
- O uso de contêineres plásticos para armazenagem em vez de sacolas plásticas
- O aproveitamento de recipientes vazios para guardar alimentos
- O uso de canetas-tinteiro e de lapiseiras
- A participação em programas de compartilhamento de tintas de parede

Reeducação e a legislação

A reeducação tem papel essencial na redução de resíduos na fonte, pois representa uma oportunidade de esclarecer as vantagens da iniciativa. A reeducação também alerta para as obrigações e a aplicação de taxas e multas previstas em lei. Nos Estados Unidos, a legislação que obriga a implantação de sistemas de retorno de vasilhames é, e sempre será, contestada com veemência pelas empresas fabricantes de bebidas e de garrafas. Nos estados norte-americanos que obrigam o depósito em dinheiro e a devolução deste no retorno de vasilhames (como a Califórnia, Connecticut, Havaí, Iowa, Maine, Massachusetts, Michigan e Nova York, por exemplo), existem fortes indícios de que as alegações de que a medida acarretaria o fechamento de postos de trabalho eram infundadas. Além disso, acredita-se que qualquer redução no nível de emprego nestes setores seja compensada com a abertura de vagas em setores associados.

Estes programas tiveram grande sucesso. De modo geral, entre 70 e 85% das garrafas são retornadas. No Oregon, dois anos após a promulgação da lei percebeu-se que a redução do lixo coletado nas ruas foi expressiva (de 47% em volume e de 39% em número de itens). Outra vantagem importante é a economia de energia: a reutilização de uma garrafa de vidro 10 vezes consome menos de um terço da energia consumida por uma garrafa sem retorno. Em média, cada garrafa é reutilizada entre 10 e 20 vezes.**

Outros materiais, como cinzas e sólidos restantes após a incineração de resíduos, podem ser úteis em diversos processos produtivos. Por exemplo, as cinzas volantes de termelétricas são usadas como matéria-prima na fabricação de materiais de construção. Tijolos especiais são produzidos com xisto betuminoso e cinzas volantes de carvão, as quais também são utilizadas na construção de estradas. Os dejetos de galinhas são incinerados para produzir material usado na fabricação de fósforo ou como aditivo na fabricação de fertilizantes e na base de estradas de rodagem.

Reciclagem

A reciclagem pode ser vista como um ciclo, tanto aberto como fechado. A **reciclagem em circuito fechado**, ou **reciclagem primária**, consiste no uso de produtos reciclados na produção de itens idênticos ou semelhantes, como ocorre com garrafas de vidro e latas de alumínio. A **reciclagem secundária** é o uso de materiais reciclados para produzir produtos novos, com características distintas do produto original. Por exemplo, as embalagens de leite fabricadas com polietileno de alta densidade são recicladas em brinquedos ou tubos de drenagem. Já a **reciclagem**

*N. de R.T.: Algumas dessas ações podem conduzir a exploração de outros recursos, como no caso da utilização de xícaras de louça e guardanapos de tecido, em função do consumo de água, detergentes e energia para viabilizar a sua higienização. Neste caso, é necessário otimizar os processos de higienização.

**N. de R.T.: Da mesma forma que foi observado para o uso de xícaras e guardanapos de tecido, a utilização de garrafas retornáveis de vidro também deve ser avaliada com base no aumento no consumo de energia para o transporte dos produtos até os pontos de venda e o seu retorno para o fabricante.

terciária recupera os compostos químicos, ou a energia, contidos em materiais descartados após o consumo. Muitas empresas fabricantes de produtos eletroeletrônicos destilam os solventes utilizados em seus processos de fabricação, os quais são reusados na produção de itens novos.

Na base da cadeia de processos de reciclagem, os materiais são separados pelo consumidor (no que é chamado de **segregação na fonte**). Esta atividade é a mais apropriada, já que os gastos energéticos associados são mínimos. Por conta das metas rígidas de reciclagem, os municípios se dedicam a encontrar opções de reciclagem detalhadas.

Ressalta-se que o processo de reciclagem envolve várias atividades que devem ser realizadas de forma integral, caso contrário, os resíduos passíveis de recuperação serão destinados aos aterros. Para que um programa de reciclagem seja bem-sucedido, as seguintes etapas devem ser executadas:

- Segregação dos resíduos
- Coleta e transporte para as unidades de triagem
- Separação e processamento dos resíduos recicláveis
- Reinserção dos resíduos na cadeia produtiva

Caso uma destas etapas não seja realizada, o programa de reciclagem será comprometido. De maneira geral, a etapa mais relevante para o sucesso dos programas de reciclagem a capacidade de reinserção dos materiais na cadeia produtiva, o que implica na necessidade da ampliação do conceito de reciclagem.

Os métodos de coleta de materiais reciclados. De modo geral, as opções de coleta de resíduos domésticos e municipais incluem a coleta na calçada e em centros de descarte unificado. Os materiais recicláveis são coletados pela comunidade e transportados até uma unidade de processamento ou a estações de transferência de materiais, onde estes são separados por dispositivos mecânicos.

O método principal de coleta de resíduos secos nos Estados Unidos é a coleta porta-a-porta. Sua principal vantagem é a praticidade, já que os residentes não precisam se deslocar até um centro de coleta e triagem transportando o resíduo seco que produzem. Dois tipos de coleta porta-a-porta são adotados. No primeiro, os residentes recebem contêineres ou sacos específicos. O resíduo é separado durante o processo de geração e colocado no contêiner ou saco apropriado. No dia da coleta, estes recipientes são deixados na calçada. A principal desvantagem desta modalidade é o custo associado à distribuição de contêineres e sacos, despesa esta que pode representar investimentos expressivos. A segunda modalidade envolve a distribuição de apenas um contêiner, o qual receberá todos os resíduos recicláveis. Estes são transportados até uma unidade de triagem, onde ocorrerá a separação dos resíduos por categoria.

A segunda alternativa de coleta é representada pelos centros de descarte unificado. Devido ao fato de a reciclagem ser uma atividade com características próprias em cada comunidade, a implantação destes centros precisa ser projetada levando-se em conta as condições pertinentes à área em questão. Para avaliar e escolher o sistema mais indicado de coleta em centros de descarte, é preciso considerar fatores básicos, como a localização, os materiais envolvidos, a população, o número de centros necessários, a operação destes e as informações dadas ao público sobre o funcionamento da iniciativa. Nos casos em que são usados como medida de coleta complementar, o número destes centros de descarte é menor do que a quantidade necessária quando a coleta porta a porta não é oferecida. Nas situações em que os centros de descarte são a única alternativa, a capacidade de projeto das unidades deve ser alta. O planejamento criterioso de aspectos como o tráfego de veículos, por exemplo, precisa fazer parte do projeto destes centros.

A conveniência dos centros de descarte tem influência direta na adesão da comunidade. A localização estratégica em uma área com boa visibilidade e com condições adequadas de tráfego aumenta a participação. Até áreas rurais, nas quais a população se encontra dispersa, são indicadas para a finalidade. Os moradores destas áreas estão acostumados a se deslocarem aos mesmos locais, a intervalos regulares (como igrejas, mercados e agências de correios).

A reciclagem de materiais. Vários tipos de materiais são recicláveis, como o vidro, metais (Al, Fe, Cu, entre outros), além de papéis e plásticos. O papel, especialmente o papel jornal e o

papelão, são reciclados com facilidade. O processo envolve a remoção de tintas, colas e adesivos. O papel é reconvertido em polpa, a qual pode ser utilizada na fabricação de papel novo. Uma vez que o método acarreta a ruptura de parte das fibras, o que reduz a resistência do produto final, indica-se a adição de polpa nova à massa de papel reciclado. Em 2010, 62,5% do papel e do papelão produzidos nos Estados Unidos eram reciclados. Caixas de papelão corrugado usadas respondem por mais de 50% do volume de papel reciclado no país (U.S. EPA, 2006).

Em 1990, perto de 25 milhões de toneladas de diferentes plásticos foram produzidos nos Estados Unidos. Entre as muitas formas de plástico que admitem reciclagem, o polietileno de alta densidade é o mais comum. Conhecido pelo código #2-DHPE definido pela Sociedade da Indústria do Plástico daquele país e PEAD no Brasil, este material é utilizado na produção de garrafas de leite e de detergente e de filmes plásticos (que, por sua vez, entram na fabricação de sacolas). O PEAD reciclado também é útil na produção de embalagens diversas e produtos injetados, como brinquedos e caixas. O polietileno tereftalato (#1-PETE,) o plástico PET, é muito utilizado na produção de garrafas de refrigerante. Alguns estados norte-americanos garantem a participação deste material na massa de resíduos sólidos reciclados com a adoção de cupons de depósito para garrafas de refrigerante. Apesar do sucesso da iniciativa, o aumento do consumo de refrigerantes eleva também o descarte de garrafas plásticas como RSM, já que a adoção destes cupons de depósito não é praticada em todos os estados norte-americanos.

O vidro é um dos materiais mais facilmente reciclados. A vasta maioria do vidro reciclado é convertida em garrafas e contêineres novos. Uma pequena parcela é utilizada para produzir outros itens, como lã e fibras de vidro, material para isolamento térmico, material para pavimentação e produtos usados na construção civil. Todavia, em 2010 apenas 27,1% do vidro descartado nos Estados Unidos foi efetivamente reciclado. A Figura 13-7 mostra que, enquanto iniciativas importantes são adotadas na reciclagem de garrafas de cerveja, refrigerante e vinho, muito precisa ser feito na recuperação de recipientes usados para guardar alimentos. A legislação sobre vasilhames tem impactos admiráveis na reciclagem de garrafas. Por exemplo, no estado de Michigan, onde a compra de uma garrafa de cerveja ou de refrigerante requer um depósito de 10 centavos de dólar, a taxa de retorno de vasilhames é da ordem de 95%.

Hoje, muitas pesquisas indicam que o vidro reciclado ganha espaço como aditivo na produção de cimento. Porém, as vantagens da iniciativa não se resumem à reciclagem do vidro. O uso do material na produção de cimento reduz as emissões de CO₂, já que cada tonelada de cimento libera quantidade equivalente do gás na atmosfera. Além disso, a produção de cimento consome muita energia. Por exemplo, uma tonelada do produto usa perto de 5,5 milhões de kJ. Ao estudarem a composição química e a reatividade do vidro reciclado, os pesquisadores da Universidade Estadual de Michigan descobriram que o vidro moído em partículas de tamanho equivalente ao das partículas do cimento pode ser empregado como aditivo na mistura para obtenção do concreto. A universidade é pioneira na introdução comercial de vidro reciclado na construção de novos prédios em seu campus.

O ferro e o aço são os metais mais rotineiramente reciclados. Os RSM contêm cerca de 7% de metais (antes da reciclagem). As latas encontradas nestes resíduos são feitas, principalmente, de aço. Uma tonelada destas latas tem apenas 1,9 kg de estanho. Cerca de 97% de todos os recipientes utilizados para armazenar alimentos são produzidos em aço. Devido à relativa facilidade de coleta e de processamento, 67% de todas as latas produzidas em 2010 foram recicladas nos Estados Unidos da América (U.S. EPA, 2011). O principal obstáculo à reciclagem de latas é o alto custo do transporte. Para ser economicamente viável, os custos de coleta, transporte e processamento de latas devem ser menores do que os custos de produção de metal novo.

Além do ferro, o alumínio, o cobre, o chumbo, o níquel, o estanho e o zinco são recicláveis. A grande

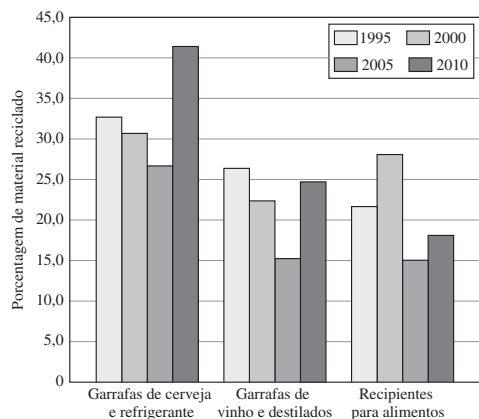


FIGURA 13-7 Os produtos de vidro encontrados em resíduos sólidos municipais.

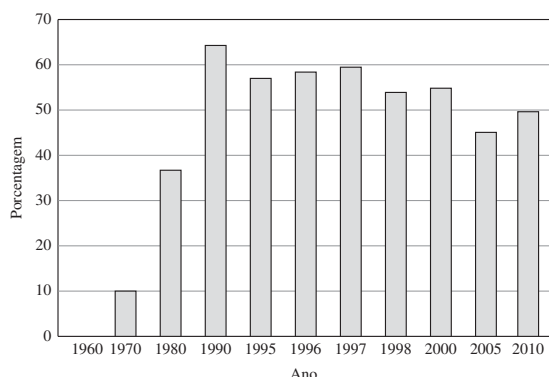


FIGURA 13-8 Porcentagem de latas de alumínio recicladas.

maioria dos metais não ferrosos podem ser reciclados, caso tenham sido separados e estejam livres de produtos estranhos. Embora este não seja um problema para a reciclagem de alumínio, esta restrição desmotiva o reaproveitamento de muitos metais não ferrosos. Hoje, 100% das latas de cerveja e de refrigerante são feitas de alumínio. Além disso, uma lata de alumínio tem, em média, perto de 51% de metal recuperado no pós-consumo. Como mostra a Figura 13-8, a porcentagem de latas de alumínio recicladas aumentou de forma estável até 1990. Porém, este valor atingiu um pico de 64% e vem caindo nos últimos anos. Novas iniciativas são necessárias para aumentar os índices de reciclagem deste importante metal.

Os incentivos para o mercado de recicláveis. Ao longo da última década, o mercado e os preços de materiais reciclados passaram por fortes flutuações. Vários fatores afetam o mercado de produtos reciclados:

- O cenário econômico
- A demanda total
- A demanda por produtos fabricados parcial ou totalmente com materiais reciclados
- A qualidade dos materiais recuperados (isto é, os riscos de contaminação)
- A possibilidade de usar o material recuperado em um processo
- A capacidade excedente dedicada à produção de material novo
- Os custos de transporte
- Os mercados de exportação
- A defasagem entre oferta e demanda
- Os aspectos legais

O mercado de produtos de papel reciclado está sujeito a grandes variações e é muito sensível ao cenário econômico. Durante uma recessão, o consumo de jornais, livros e outros produtos fabricados com papel cai de forma significativa, reduzindo a demanda por papel. Logo, existe o risco de a oferta de papel reciclado exceder a demanda. Os mercados de exportação também estão expostos a estas variações. Por exemplo, com o aumento da reciclagem de papel na Europa e na Ásia, a demanda por papel reciclado oriundo dos Estados Unidos diminui. Se a procura por produtos direcionados à exportação diminui, o preço de materiais recuperados cai e a oferta é maior do que a demanda. Em contrapartida, se o interesse por itens exportados sobe, também sobem as cotações de materiais recuperados e a demanda se torna maior do que a oferta. A qualidade do material recuperado é fator importante na determinação do quanto um material é atraente para a indústria do papel. Esta qualidade pode ser melhorada com a separação eficiente dos tipos de papel descartados e destes em relação a outros materiais, como vidros e plásticos, por exemplo. O custo do papel novo também exerce influência direta na reciclagem. Um conjunto de regulamentações consistentes sobre a reciclagem promove a recuperação do papel. Falhas na legislação têm o efeito inverso. Portanto, o mercado de papel reciclado é incentivado:

- Por uma economia forte
- Pela maior demanda relativa às exportações
- Pela separação do papel de outros resíduos
- Pelos altos custos do papel novo
- Pela existência de regulamentações consistentes

A maior parte do vidro reciclado é utilizada por fabricantes de embalagens. Parte dele é usada na fabricação de fibras, aditivos e abrasivos. A exemplo do que ocorre com o papel, a recuperação do vidro pode ser melhorada com a segregação de outros materiais, o que reduz as chances de contaminação. O mercado do vidro recuperado é influenciado pelo teor de vidro colorido admitido no processo de produção. Por exemplo, a fabricação de vidro verde admite a presença de no máximo 50% de vidro de outras cores, ao passo que este tipo de contaminação deve ser menor do que 5% na produção de vidro transparente. A distância em relação aos pontos de comercialização e, portanto, os custos de transporte, tem papel decisivo na reciclagem do material. Estes custos podem ser atenuados aumentando-se a densidade do material transportado.

Os recipientes de alumínio são muito valorizados no cenário da reciclagem, já que a conversão do metal descartado em material novo traz grandes vantagens econômicas, em relação à produção de latas a partir de alumínio beneficiado da bauxita. Uma vez que o mercado do alumínio absorve quantidades expressivas do metal, os benefícios das iniciativas para aumentar os índices de reciclagem do metal são claros. A recuperação é melhorada com:

- A redução da contaminação (separando o alumínio de outros metais)
- A adoção de legislação consistente
- A elevação dos preços de mercado dos recipientes fabricados em alumínio

A recuperação do aço encontrado nos RSM depende, sobretudo, da disposição da indústria metalúrgica em usar o material reciclado. Em 1997, perto de 50% do aço processado nos Estados Unidos eram compostos de material reciclado, 6% dos quais foram obtidos dos RSM. Atualmente, a indústria do aço se engaja ativamente na recuperação e na reciclagem do material, melhorando as perspectivas do mercado.

O polietileno de alta densidade (PEAD) e o polietileno tereftalato (PET) respondem por aproximadamente 80% (em massa) de plásticos recuperados de RSM. O mercado de plástico reciclado varia muito, sobretudo em função do tipo de material. Se a oferta de PEAD novo é baixa, as cotações do material reciclado sobem. O excesso de oferta de PET novo mantém baixos o preço e a demanda pelo plástico reciclado. As regulamentações sobre a reciclagem de materiais plásticos passaram por um processo de flexibilização e, portanto, o mercado é melhorado com:

- O fortalecimento das regulamentações
- A redução da produção de PET novo

O compostado, descrito em detalhe a seguir, é produzido a partir da decomposição de RSM como restos de jardinagem, de alimentos e de papel inaproveitável. Estes itens são misturados a matrizes de origens distintas, como dejetos da produção animal, resíduos da indústria de alimentos e lodos de estações de tratamento de efluentes domésticos. O mercado de materiais compostados é incentivado com:

- A produção de materiais consistentes e de qualidade (atraentes para o consumidor)
- A produção de itens com teores determinados de nutrientes (para atender às necessidades de nichos de consumo)
- A educação sobre as vantagens dos materiais compostados
- A adoção de regulamentações consistentes sobre o descarte de material vegetal

A compostagem

A **compostagem** é a decomposição controlada de diferentes tipos de matéria orgânica, como folhas, grama e restos de alimentos e outros vegetais. As reações envolvidas neste processo são realizadas por microrganismos. O produto resultante é uma massa com textura, aparência e odor semelhante aos do solo, denominado compostado. Nos Estados Unidos, cerca de 25% dos RSM são formados por restos de matéria vegetal e alimentos, o que torna a compostagem uma alternativa interessante para a redução das quantidades de resíduos dispostos em aterros sanitários ou enviados para incineração.

O material a ser compostado é rico em carbono e nitrogênio. As fontes de carbono são as folhas, a palha e pedaços de madeira. Restos de grama e sobras de alimentos fornecem o

nitrogênio. O crescimento microbiano ótimo e, portanto, o máximo em geração de energia são alcançados com uma relação de 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio. Odores e outros problemas são observados quando esta relação não é observada.

A decomposição de matéria orgânica na compostagem envolve processos químicos e físicos. Estes materiais são decompostos mediante o metabolismo de vários invertebrados presentes no compostado, como acarínos, diplópodes, besouros, isópodes, dermápteros, minhocas, lesmas e caramujos. Estes organismos requerem teores adequados de umidade e de oxigênio para degradar os materiais orgânicos com eficiência.

Os micro-organismos presentes na pilha de compostagem geram níveis expressivos de calor, “cozinhando” o material compostado. Temperaturas entre 25°C e 55°C são comuns em composteiras mantidas de forma adequada. As composteiras domésticas nem sempre atingem estes valores de temperatura, as quais são necessárias para a rápida decomposição e destruição de sementes de ervas daninhas, de larvas de insetos e de organismos patogênicos. Ao final do processo de compostagem, toda a coluna de material na pilha tem textura farelenta.

Mais de 68% dos RSM gerados nos Estados Unidos passam por compostagem. Materiais recicláveis como vidro, alumínio e itens que não admitem este tipo de tratamento precisam ser removidos dos resíduos antes do descarte na pilha. Todo o material descartado na composteira precisa ser orgânico e passível de ser decomposto. Na maioria das vezes, as pilhas de compostagem são organizadas em leiras aeradas, embora a compostagem em câmaras fechadas, nas quais o material degrada sob condições de temperatura e umidade controladas, sejam muito utilizadas. A compostagem de RSM em digestores aeróbios é adotada em alguns países europeus. Antes da digestão, os resíduos são combinados a dejetos animais ou resíduos da indústria de alimentos. O compostado obtido é vendido, doado ou utilizado pela empresa concessionária da coleta ou pela administração municipal em jardins públicos ou projetos em áreas agrícolas.

13-6 REDUÇÃO DE VOLUME DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Processos de combustão

Princípios da combustão. A combustão é uma reação na qual os constituintes do combustível são oxidados na presença de excesso de oxigênio. Os principais materiais oxidáveis presentes no combustível (os resíduos sólidos, neste caso) são o carbono e o hidrogênio. Teores de enxofre e de nitrogênio também ocorrem. Quando a oxidação é completa, o carbono, o hidrogênio e o enxofre são oxidados em dióxido de carbono, água e dióxido de enxofre, nesta ordem. Parte do nitrogênio é convertida em óxidos do elemento.

As reações de combustão são governadas pela oferta de oxigênio, pelo tempo, pela temperatura e pela turbulência do meio. Os teores de oxigênio precisam ser altos o bastante para garantir que a reação atinja o término em tempo hábil. Como mostra a Figura 13-9, o oxigênio deve ser for-

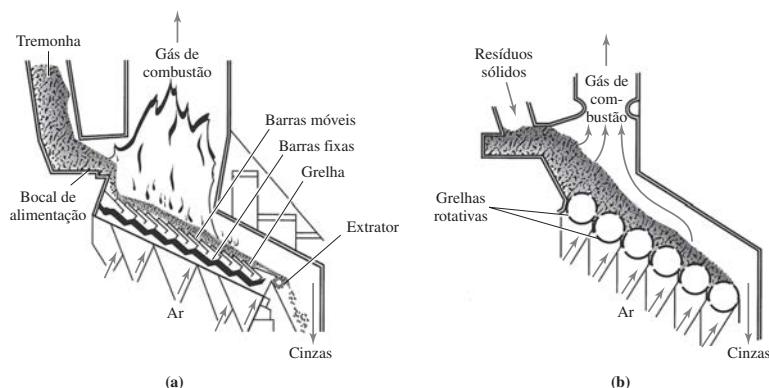


FIGURA 13-9 Câmaras de combustão em incineradores de resíduos sólidos. (a) Grelha Martin (reproduzido com permissão de Ogden Martin Systems, Inc.). (b) Grelha Dusseldorf.

necido constantemente, com a entrada forçada de ar na câmara de combustão. Em alguns casos, a quantidade fornecida é maior do que 100% da quantidade necessária para a combustão e os tempos de reação devem ser longos o bastante para garantir que as reações cheguem ao término. Contudo, o tempo de combustão é função da temperatura e da turbulência no interior da câmara de combustão. As temperaturas mínimas de combustão devem ser observadas, caso contrário as reações não ocorrem, isto é, os resíduos não sofrem ignição. Por outro lado, temperaturas excessivamente altas geram teores pronunciados de óxidos de nitrogênio, ou seja, existe um ponto de equilíbrio entre a destruição dos resíduos sólidos e a emissão de poluentes atmosféricos. Outro fator importante para a combustão completa dos resíduos é a mistura eficiente do ar e dos gases de combustão.

À medida que entram na câmara de combustão, os resíduos sólidos têm sua temperatura aumentada, o que libera materiais voláteis. A elevação da temperatura acarreta a decomposição térmica dos componentes orgânicos e a formação de gases. A liberação dos voláteis deixa para trás o carbono fixo, o qual entra em combustão a 700°C. Para que seja possível destruir todo o material combustível (*burn out*), o leito de resíduos e de cinza precisa atingir esta temperatura (Pfeffer, 1992).

Na **zona de queima**, os gases quentes volatilizados se misturam ao oxigênio. Esta reação é muito rápida: o tempo até o término de reação está entre 1 s e 2 s, quando a turbulência do ar é adequada.

Os avanços tecnológicos permitiram obter temperaturas elevadas, propícias para a destruição de compostos tóxicos e para o uso de resíduos como recurso energético na produção de vapor.

O poder calorífico dos resíduos. O poder calorífico dos resíduos é medido em quilo joules por quilograma ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$). O parâmetro é determinado em laboratório, utilizando-se um calorímetro. Uma amostra seca é colocada em uma câmara e incinerada. O calor liberado na temperatura constante de 25°C é calculado com base em um balanço de energia. Devido ao fato de a câmara de combustão ser mantida a 25°C, a água gerada como subproduto da combustão permanece no estado líquido. Esta condição libera o máximo de calor e é definida como **poder calorífico superior (PCS)**.

Nos processos de combustão realizados em condições normais, a temperatura do gás de combustão se mantém acima dos 100°C, até ele ser liberado na atmosfera. Por essa razão, a água gerada nos processos de combustão está sempre no estado gasoso, o que resulta no consumo de energia do processo de combustão. Ao se considerar a redução da energia decorrente da evaporação da água, tem-se o **poder calorífico inferior (PCI)**. A equação abaixo expressa a relação entre o PCS e o PCI:

$$\text{PCI} = \text{PCS} - [(\Delta H_v)(9H)] \quad (13-1)$$

onde ΔH_v = calor de vaporização da água = $2420 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$

H = teor de hidrogênio do material queimado

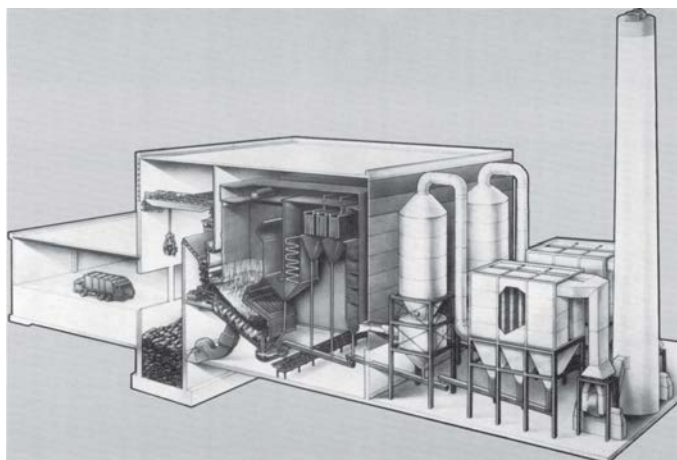
O fator de multiplicação (9) resulta do fato de que 1 grama de hidrogênio (H_2) produz 9 gramas de água (isto é, 18/2), considerando-se a reação estequiométrica. Observe que toda a água presente é gerada no processo de combustão. Se os resíduos estiverem úmidos, a água livre evapora antes da combustão, consumindo quantidades expressivas de energia e afetando a viabilidade energética do processo. O teor de cinzas também restringe o rendimento energético da combustão, já que diminui a proporção de matéria orgânica seca por quilograma de combustível. Outro problema é que as cinzas conservam calor, conservando temperaturas elevadas mesmo após terem sido removidas do incinerador.

Tipos de incineradores

Convencional. O incinerador convencional é utilizado para a queima de resíduos no estado sólido e é a modalidade mais comum do processo para o processamento de RSM. A Figura 13-10 mostra o diagrama simplificado de um incinerador deste tipo. Estes sistemas são projetados para incinerarem resíduos que não tenham itens volumosos em sua composição, como fogões e colchões. Os programas locais para a remoção de compostos potencialmente perigosos previnem danos potenciais ao meio ambiente causados por pesticidas e outras substâncias utilizadas no ambiente urbano. Neste tipo de combustão, os resíduos normalmente não passam por tratamento prévio. Embora tenham algum poder calorífico, em muitos casos o teor de umidade desses resíduos

FIGURA 13-10

Representação esquemática da seção transversal de um incinerador convencional para a queima de resíduos sólidos.



é muito alto e, portanto, estes não são **autógenos** (termo usado para descrever materiais capazes de manter a combustão sem elementos externos). De modo geral, um combustível específico é utilizado como auxiliar na pré-secagem do material a ser incinerado. Devido à grande quantidade de material particulado gerada no processo de combustão, é necessário adotar algum método de controle da poluição atmosférica. Os precipitadores eletrostáticos (discutidos no Capítulo 12) são muito utilizados para esta finalidade. A redução de volume dos resíduos é da ordem de 90%. Logo, cerca de 10% do material incinerado, cinzas, devem ser dispostos em aterro sanitário.

Incineradores à base de combustíveis derivados de resíduos sólidos. Os **combustíveis derivados de resíduos sólidos**, conhecidos pela sigla RDF do termo no idioma inglês, *refuse-derived fuel*, correspondem à parcela dos resíduos separada da parcela não combustível. Esta separação é realizada mediante trituração, peneiramento e classificação em fluxo de ar (Vence e Powers, 1980). O processamento permite obter combustível com poder calorífico da entre $12 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ e $16 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, e podem representar entre 55 e 85% dos resíduos recebidos. Este sistema tem o nome alternativo de **sistema de combustível complementar**, devido ao fato de a fração combustível poder ser comercializada (empresas públicas ou indústrias de modo geral) como fonte complementar ao carvão ou outros combustíveis sólidos.

Em um sistema RDF típico, os RSM são despejados em um tambor ou peneira rotativa, onde são retirados materiais grosseiros, como vidros, por exemplo. Posteriormente, os resíduos são transportados a um triturador, onde o volume total é reduzido. Em alguns casos, os resíduos triturados passam por um processo de separação em fluxo de ar, que divide a massa de resíduos em uma fração leve (plásticos, papéis, madeira, tecidos, restos de alimento e pequenas quantidades de metais leves) e uma fração pesada (metais, alumínio e pequenas quantidades de vidro e cerâmica).

A fração leve passa por um separador magnético, o qual remove os metais ferrosos, estando apta para utilização como combustível. A fração pesada passa por outro sistema de separação magnética, que também retira metais ferrosos. Quando presente, o alumínio também é retirado. O vidro, a cerâmica e outros materiais não magnéticos são encaminhados para disposição em aterro sanitário.

A primeira unidade a produzir RDF em grande escala está localizada em Ames, Iowa. A sua operação foi iniciada em 1975, mas nos anos seguintes outras unidades entraram em operação com base em tecnologias semelhantes. A Figura 13-11 mostra o fluxograma de processo da unidade de RDF operada pela Southeastern Virginia Public Service Authority.

Incineradores modulares. Os **incineradores modulares** são compostos de módulos pré-fabricados com capacidade variando entre 4,5 t e 107 t de resíduos sólidos ao dia. A maior parte desses equipamentos utiliza a energia térmica gerada na queima dos resíduos para produzir vapor. Muitos incineradores modulares são baseados em um sistema com duas câmaras

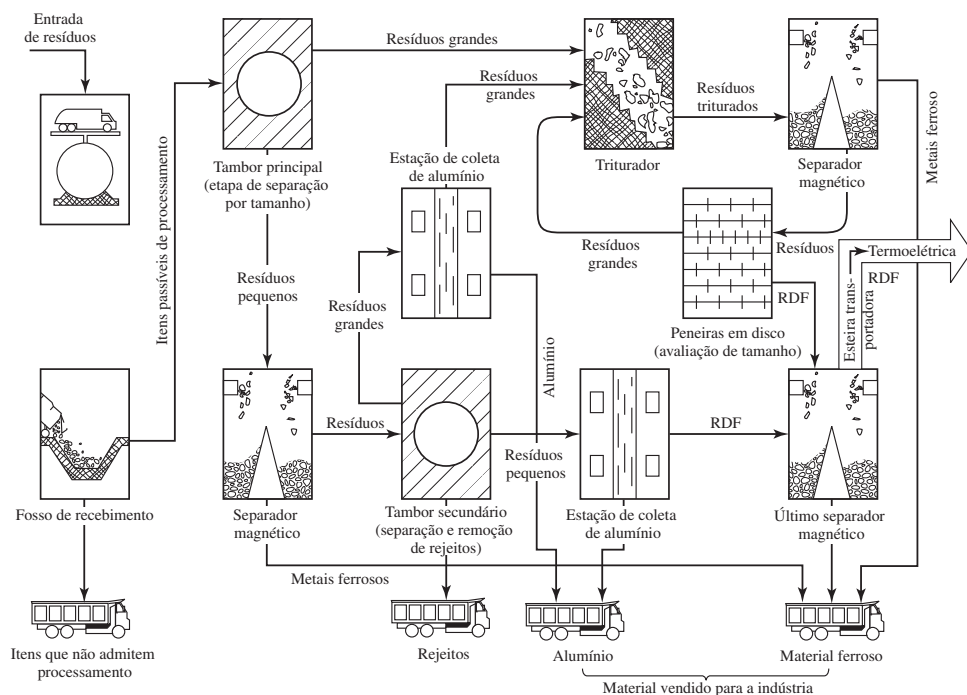


FIGURA 13-11 Unidade de RDF operada pela Southeastern Virginia Public Service Authority.

de combustão. Os gases produzidos na primeira são injetados na segunda, onde são queimados mais extensivamente. A segunda câmara também atua como dispositivo de controle de poluição atmosférica. Nos casos em que módulos adicionais são utilizados, cada um tem um sistema individual de controle de poluentes atmosféricos, o que aumenta a taxa de controle a níveis comparados aos obtidos por incineradores de queima de resíduos sólidos convencionais. Embora muitas unidades de combustão em incineradores modulares estejam planejando atualizar o seu sistema de controles de emissões para atender aos padrões de emissão cada vez mais restritivos, outras vão encerrar as suas atividades, por conta dos altos custos para esta atualização. De modo geral, o interesse por este tipo de incinerador vem caindo nos últimos anos.

Incineradores com leito fluidizado. Os incineradores com leito fluidizado são muito utilizados no Japão para incineração de lodos e outros materiais, embora estejam se tornando populares também em outras partes do mundo. O funcionamento destes incineradores é relativamente simples. Um leito de areia é aquecido a cerca de 800°C mediante a queima de óleo ou gás. Após, um soprador movimenta a areia no sentido ascendente. Na incineração de lodos, à medida que o lodo é alimentado pela parte inferior do incinerador, ele entra em contato com o leito de areia fluidizado aquecido, fazendo com que ocorra a sua desagregação e queima.

Este tipo de incinerador exige que o resíduo passe por alguma forma de tratamento antes da queima. Vidro e metais precisam ser removidos da massa de resíduos. Todavia, os incineradores de leito fluidizado permitem queimar resíduos com teores variados de umidade e energia, como papel e madeira, por exemplo. A combustão e a recuperação do calor nestes incineradores são muito eficientes. Outra vantagem são os baixos níveis de emissão de poluentes.

O funcionamento dos sistemas de leito fluidizado parece ser mais uniforme do que a operação dos incineradores de queima de resíduos convencional. Outros benefícios são o controle mais adequado das emissões, os baixos volumes de cinzas e a elevada eficiência na conversão energética. Os incineradores de leito fluidizado admitem a co-combustão, isto é, incineram resíduos sólidos municipais e carvão ou propano, por exemplo, ao mesmo tempo. Os resultados

práticos indicam que estes incineradores são mais eficientes do que os equipamentos de incineração convencional de pequeno porte.

Questões de saúde pública e meio ambiente

A combustão de RSM resulta na emissão de material particulado, gases ácidos (SO_x , HCl , HF), NO_x (principalmente NO e NO_2), monóxido de carbono, compostos orgânicos e metais pesados. As emissões de dióxido de carbono não são relevantes. Se todo o RSM produzido nos Estados Unidos fosse incinerado, as emissões de CO_2 resultantes contribuiriam com menos de 2% do total do gás lançado na atmosfera pelo país.

Os metais pesados são encontrados nas cinzas de fundo*, nas cinzas volantes e no material particulado liberado nos gases. O chumbo e o cádmio ocorrem entre as cinzas de fundo e as cinzas volantes. Outros metais são encontrados nas cinzas volantes.** Até 1998, estas cinzas eram dispostas em aterros específicos, porque a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos entendia que não estavam submetidas à legislação sobre resíduos. Contudo, naquele ano a Suprema Corte dos Estados Unidos determinou que cinzas volantes devem ser analisadas e, caso se comprove o potencial tóxico do material, consideradas resíduos perigosos, de acordo com a lei.

O NO_x produzido pela reação do ar durante a combustão a temperaturas altas, está presente nos gases liberados por incineradores de RSM. O NO_x tem efeitos adversos na função respiratória, além de contribuir com a chuva ácida. O HCl e o SO_2 também são liberados nos gases de chaminé. O material particulado afeta a saúde e o meio ambiente, como visto no Capítulo 12. O mercúrio presente nos resíduos volatiliza nos gases liberados. A incineração de RSM é a principal fonte de dioxinas, furanos e PCBs semelhantes às dioxinas (U.S. EPA, 2000).*** A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos calcula que $1100 \text{ g teq} \cdot \text{ano}^{-1}$ destes compostos foram liberados em 1995. Para o controle das emissões de dioxinas, furanos e PCB a Agência de Proteção Ambiental Americana tem promulgado novos padrões e diretrizes para unidades de incineração de RSM de grande porte ($> 220 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$), já existentes ou em fase de projeto e vem propondo padrões para instalações de pequeno porte ($31 \text{ a } 220 \text{ t} \cdot \text{dia}^{-1}$). A agência estima que, quando as normas e diretrizes sobre incineradores forem atendidas, as emissões anuais resultantes de incineradores de RSM serão reduzidas de forma expressiva, para algo em torno de $24 \text{ g teq} \cdot \text{ano}^{-1}$. O relatório do Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos, em sua edição do ano 2000, alertou para a probabilidade de os critérios estabelecidos com tecnologia de máximo controle possível (*maximum achievable control technology*, MACT) não serem apropriados para analisar a liberação de dioxinas juntamente com o mercúrio e chumbo. As dioxinas e compostos afins são persistentes no meio ambiente. Nos ambientes aquáticos estas substâncias entram na cadeia alimentar, acumulando em peixes e outras formas de vida selvagem e, por fim, atingindo o ser humano.

Os hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (HAPs) estão entre os compostos orgânicos emitidos durante a incineração de plásticos. Tudo indica que os poliestirenos emitem as maiores

*As **cinzas de fundo** são os resíduos que caem pela grelha do incinerador. As partículas das cinzas de fundo são muito maiores do que as partículas das cinzas volantes.

****Cinzas volantes** é o termo usado em alusão ao material particulado fino arrastado pelo fluxo de gases de exaustão do incinerador. Este material pode ser coletado por precipitadores eletrostáticos, filtros e lavadores de gases.

***Dioxina é um termo que abrange 75 diferentes dibenzo-*p*-dioxinas policloradas. Existem 135 dibenzo furanos clorados. Estes compostos podem ser extremamente tóxicos a algumas espécies de animais. O mais tóxico deles é a 2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-*p*-dioxina (2,3,7,8-TCDD), na qual os átomos de cloro ocorrem nas posições 2, 3, 7 e 8 na molécula da dioxina. Este composto é objeto de muitos estudos, já que é muito tóxico para alguns animais de laboratório, embora os efeitos na saúde humana para baixas concentrações e períodos de exposição curtos sejam tema de muito debate. Esta dioxina fazia parte da fórmula do Agente Laranja, utilizado na Guerra do Vietnã. A 2,3,7,8-TCDD foi o principal composto liberado no acidente de Seveso, na Itália, em 10/7/1976, quando uma fábrica de desinfetante (2,4,5-triclorofenol) liberou cerca de 2 kg de dioxinas (massa equivalente à TCDD) em aproximadamente 20 km^2 de solo, durante 20 minutos. Alguns dias depois, os animais domésticos e selvagens da região (galinhas, aves, coelhos e alguns cães) começaram a morrer. As crianças que brincavam ao ar livre naquela hora sofreram queimaduras de pele denominadas cloracne. Mais de 700 pessoas foram removidas das áreas mais contaminadas. Um estudo publicado em 1993 no *Journal of Epidemiology* sugere que as taxas de câncer entre os moradores de Seveso estavam começando a subir, no momento em que a pesquisa foi realizada (Bertazzi et al., 1993). Contudo, investigações mais recentes indicam que a dioxina não é um carcinógeno humano (Cole et al., 2003).

concentrações de HAPs. A preocupação sobre estes compostos refere-se ao fato de sofrerem processo de amplificação biológica.

Efeitos para a saúde humana. Alguns estudos epidemiológicos sobre os efeitos das emissões resultantes de incineradores de RSM na saúde humana contribuíram com resultados importantes. Um estudo realizado na França (Zmirou, Parent e Potelon, 1984) revelou que o uso de medicamentos para o aparelho respiratório diminuía com o aumento da distância em relação à localização do incinerador, mas não estabeleceu uma relação de causa e efeito entre estas variáveis. Um estudo com três anos de duração sobre os efeitos respiratórios agudos em humanos causados pela exposição às emissões de aterros de RSM não encontrou qualquer diferença na prevalência de sintomas respiratórios entre os residentes de áreas próximas a um incinerador de RSM e os integrantes de uma amostra de controle (Shy et al., 1995). Muitas pesquisas indicaram que a incidência de problemas respiratórios é maior em pessoas que residem em áreas próximas a incineradores, comparada às pessoas que moram em regiões mais afastadas. No Reino Unido, um estudo abrangente não encontrou qualquer relação de causa e efeito entre a incidência de câncer em 14 milhões de pessoas que moravam nas proximidades de um incinerador de RSM (Elliot et al., 1996). Embora a prevalência da doença tenha sido maior em pessoas que residiam nas imediações de incineradores, os números encontrados foram atribuídos a fatores diversos como desemprego, a superpopulação e condições socioeconômicas desfavoráveis.

Os estudos realizados com trabalhadores de unidades de incineração de RSM revelaram que esta população tem risco maior de apresentar efeitos adversos à saúde por conta da maior exposição aos poluentes, em comparação com os moradores de áreas vizinhas. O chumbo, o cádmio e o mercúrio aparecem como os principais fatores de risco. O relatório intitulado *A Incineração de Resíduos e a Saúde Pública*, do Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos, sugeriu que as legislações propostas e promulgadas em anos recentes sobre o uso de MACTs não teriam consequências expressivas para a saúde dos operadores de incineradores (National Research Council, 2000).

Outros processos de tratamento térmico

Além da incineração, os RSM podem ser processados por pirólise ou gaseificação. A **pirólise** é o processamento térmico de um material na ausência de oxigênio. A **gaseificação** é a combustão parcial de um combustível em um meio no qual os teores de oxigênio estão abaixo da relação estequiométrica. Em termos de consumo de energia, a técnica é eficiente para reduzir o volume de resíduos e recuperação de energia. Os dois processos convertem os resíduos sólidos em combustíveis gasosos, líquidos e sólidos. A principal diferença está no fato de a pirólise utilizar uma fonte externa de calor para iniciar as reações endotérmicas, ao passo que as reações de gaseificação são autossustentáveis.

13-7 DISPOSIÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS

A redução na fonte, o reúso, a reciclagem e a compostagem evitam que grandes quantidades de RSM sejam dispostos em aterros sanitários. Contudo, uma parte desses resíduos precisa ser destinada aos aterros. Até 1979, os RSM eram descartados em “lixões”, ou, em muitos casos, em qualquer local a céu aberto. O descarte nestes locais trazia graves problemas ambientais. À medida que os resíduos se decompunham, o cheiro atraía insetos, aves e roedores. Além disso, a imagem de um depósito de lixo não é agradável. Os animais atraídos atuavam como vetores para transmissão de doenças para os humanos, além do fato de incêndios espontâneos ou criminosos serem comuns. A chuva infiltrava na pilha de resíduos, arrastando bactérias e compostos perigosos para os corpos hídricos vizinhos e para as reservas de águas subterrâneas. A dimensão destes problemas motivou, em 1979, a proibição de lixões pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, os quais foram substituídos por aterros sanitários.

Hoje, cerca de 55% dos RSM gerados nos Estados Unidos são dispostos em aterros sanitários. Um **aterro sanitário** é um local especialmente projetado para receber resíduos sólidos no solo, com vistas à minimização dos riscos ambientais. Os volumes de resíduos dispostos em aterro sanitário devem ser os menores possíveis e passam por um processo de compactação e cobertura ao final do dia. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, os aterros modernos são unidades devidamente projetadas, localizadas, operadas, monitoradas,

fechadas e mantidas após o fechamento e quando necessário recuperadas. O projeto, a construção e a operação de um aterro sanitário recebem recursos financeiros, para garantir que as obras e o funcionamento estejam de acordo com a legislação em vigor. Todavia, alguns especialistas acreditam que essas iniciativas geram uma falsa sensação de segurança, defendendo a tese de que a contaminação de águas subterrâneas pelos resíduos é inevitável. Além disso, existe a noção de que estas unidades exigem manutenção periódica e que os aterros sanitários nada mais são do que uma maneira de transferir os problemas econômicos e de saúde pública associados à disposição de RSM para as gerações futuras (Lee e Sheedan, 1996).

As normas norte-americanas sobre a disposição de RSM, especialmente o parágrafo D da Lei de Recuperação e Conservação de Recursos de 1991 (Federal Register, 1991), foram promulgadas para proteger a saúde humana e o meio ambiente. Além disso, os aterros regulamentados sob este parágrafo da lei (isto é, todos os aterros sanitários municipais dos Estados Unidos) podem gerar e armazenar volumes de gases potencialmente perigosos, os quais podem ser em energia.

Desde 1988 o número de aterros vem caindo. Naquele ano, os Estados Unidos tinham perto de 8 mil aterros sanitários. Dez anos mais tarde, este número havia diminuído para 2314. Contudo, o tamanho médio destas estruturas aumentou. Há alguns anos a principal preocupação das autoridades dizia respeito ao potencial de superação da capacidade dos aterros existentes, mas esta situação não se confirmou. O tempo restante de vida útil para a disposição de RSM nessas estruturas varia muito, de região para região. Como mostra a Figura 13-12, os aterros sanitários construídos na maioria dos estados norte-americanos poderão ser utilizados por mais 10 anos, no mínimo. Esta informação contradiz as previsões feitas para outros locais. Por exemplo, a capacidade dos aterros sanitários no nordeste dos Estados Unidos está esgotada, enquanto os aterros construídos no oeste do país (na região entre as duas principais cadeias de montanhas da região) contam com 50 anos ou mais de vida útil. Os aterros no restante do território norte-americano poderão ser utilizados por outros 7 a 11 anos (Scarlett, 1995).

Seleção do local

A seleção do local talvez seja o obstáculo mais difícil para a implantação de um aterro sanitário. Um dos fatores mais importantes neste processo é a oposição das comunidades locais. A seleção de um local deve levar em conta as seguintes variáveis:

- As características geográficas da área (a presença de áreas úmidas e planícies inundáveis ou o risco de terremotos, por exemplo)
- A oposição do público

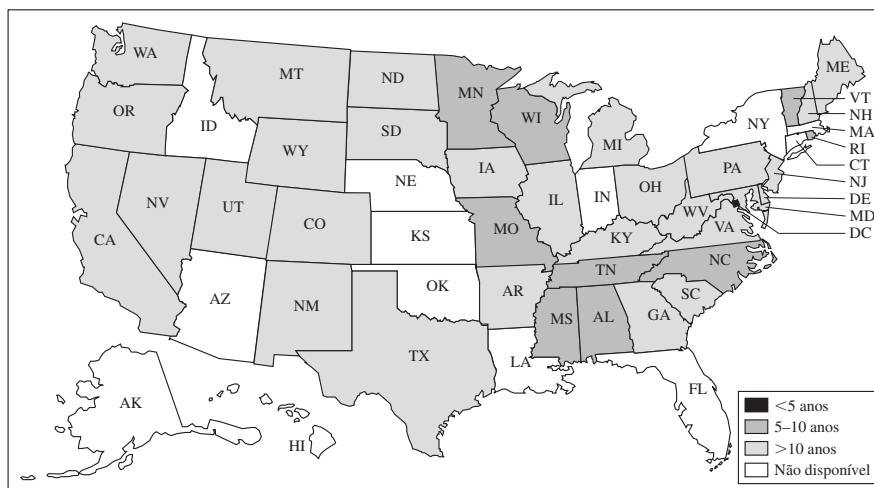


FIGURA 13-12 Vida útil dos aterros sanitários nos Estados Unidos, por estado.

- A proximidade a rodovias
- Os limites de uso destas e de suas pontes
- As limitações de altura para caminhões em vias sob viadutos
- Os padrões de tráfego e de congestionamentos
- A localização do lençol freático e de aquíferos de fonte única
- As condições e a topografia do solo
- A disponibilidade de material para a cobertura
- As condições climáticas (inundações, deslizamentos de terra, tempestades de neve)
- Os critérios de zoneamento
- A presença de matas ciliares no local (isto é, de árvores altas no perímetro)
- A presença de sítios históricos, de espécies ameaçadas e outros fatores ambientais importantes

Em outubro de 1991, sob o Parágrafo D da Lei de Recuperação e Conservação de Recursos, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos promulgou normas federais sobre os aterros sanitários naquele país. Estas normas determinavam os critérios de escolha de local, com base em restrições relativas a distâncias de aeroportos, planícies inundáveis e áreas com falhas geológicas, além das limitações sobre a construção de aterros em áreas úmidas, sujeitas a terremotos e com problemas geológicos, riscos de deslizamentos e subsidência do solo. Outras restrições também foram consideradas, como obrigação de monitorar as águas subterrâneas com pontos de captação localizados a mais de uma milha em relação ao aterro sanitário, de acordo com a legislação específica nos Estados Unidos (40 CFR 258.51–258.55, de 9/10/1994). Além disso, os aterros devem estar a mais de 3 quilômetros (10 mil pés), das pistas de aeroportos usados por aeronaves com motores a jato.

A seleção do local para um aterro sanitário também deve levar em conta a opinião dos residentes das áreas cogitadas. Devido à natureza destas unidades de disposição de RSM e ao tráfego de caminhões, os moradores destas regiões não simpatizam com a ideia de ter um aterro sanitário nas vizinhanças, já que a presença destas estruturas próximo a suas propriedades aumenta o risco de estas sofrerem forte desvalorização. A construção de taludes em torno dos aterros ajuda a reduzir estes efeitos indesejáveis, embora não resolva questões associadas ao funcionamento do aterro, como o fluxo de caminhões, a poluição atmosférica e os prejuízos estéticos à paisagem. Em muitos casos é necessário oferecer alguma compensação financeira aos moradores dos arredores de aterros sanitários, valores estes que são pagos utilizando-se recursos financeiros obtidos com as taxas cobradas das comunidades que geram os resíduos. Tais compensações também são pagas pelas organizações administradoras dos aterros (as quais, em algumas situações, conseguem obter receitas com o reaproveitamento de resíduos). Contudo, a construção e a operação de aterros também têm vantagens, como a geração de empregos e de tributos.

Um dos principais problemas de ordem social dos aterros sanitários diz respeito à noção de igualdade. Muitas pessoas acreditam que os aterros e outras operações de processamento de resíduos (como as unidades de reciclagem) estão localizados primordialmente em áreas ocupadas por populações de baixa renda e afrodescendentes. Consideremos o caso do Décimo Distrito de Chicago, local proposto pelas autoridades sanitárias da cidade para a ampliação de um aterro sanitário com 260 hectares de área útil, com base na conversão de 120 hectares de áreas alagadas. As ações de um grupo local, as quais incluíram protestos e reuniões abertas ao público com o então candidato a prefeito Harold Washington, conseguiram impedir a obra (Buntin, 1995).

Operação

O método mais comum utilizado na operação de aterros sanitários é denominado **método de subdivisão em áreas** (Figura 13-13), o qual tem três etapas: o espalhamento, a compactação e a cobertura dos resíduos com uma camada de solo.

Na subdivisão em áreas, os resíduos sólidos são depositados na superfície, compactados e cobertos com uma camada de solo, também compactado, denominada **cobertura diária**. A aplicação deste método não sofre grandes restrições em termos de aspectos topográficos. A maioria dos tipos de terreno, sejam planos, ondulados ou em forma de vale, admitem a instalação de aterros sanitários administrados de acordo com o método.

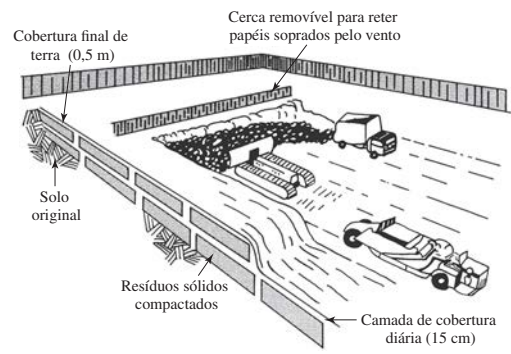


FIGURA 13-13 O método de subdivisão em áreas.

A Figura 13-14 mostra a representação esquemática da seção transversal de um aterro típico. O conjunto formado pelos resíduos dispostos e a cobertura diária de terra em um aterro durante um turno de operação é denominado **célula**. O período de operação normalmente é de um dia. Os resíduos são descarregados pelos caminhões de coleta e transporte na **frente de trabalho**, em camadas entre 0,4 m e 0,6 m de altura, as quais são compactadas. Ao final do dia, a célula recebe uma **cobertura** de terra do local ou de outros materiais, previamente aprovados para esta finalidade. A Tabela 13-3 apresenta uma lista de alturas de cobertura recomendadas em função do período de exposição. As dimensões de uma célula são determinadas com base na quantidade de resíduos e na duração do turno de descarte dos resíduos. **Elevação** é o termo usado para descrever a altura de uma camada de resíduos ou o preenchimento de uma área horizontal ativa do aterro. Na Figura 13-14, a elevação é mostrada como o preenchimento da área útil do aterro. A primeira elevação é chamada de **elevação expandida**, porque a compactação é realizada apenas quando a camada de resíduos dispostos alcança a altura mínima de 2 m. Esta estratégia previne danos à manta de impermeabilização polimérica no fundo do aterro, causados pelos equipamentos de compactação. Uma camada intermediária extra de cobertura pode ser utilizada, caso a elevação permaneça exposta por muito tempo. A área ativa pode alcançar 300 m tanto em largura como em comprimento. No caso da utilização de trincheiras, o comprimento e a largura variam entre 30 m e 300 m, e 5 m e 15 m, respectivamente, enquanto a profundidade fica entre 3 m e 9 m (Tchobanoglous et al., 1993).

Os **terraços** são utilizados nos casos em que a altura do aterro ultrapassa 15 m ou 20 m. O objetivo é manter a estabilidade da pilha, favorecendo a instalação de sistemas de drenagem e das tubulações de coleta de gases.

A **cobertura final** é aplicada sobre área total do aterro, após a conclusão das operações. As coberturas finais são formadas por camadas de materiais distintos, cada qual com função própria.

As regulamentações promulgadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos incluem cuidados adicionais, como a remoção de resíduos perigosos, o uso de materiais de cobertura adequados, o controle de vetores, o monitoramento de gases explosivos, a medição da qualidade do ar, a restrição ao acesso de pessoas aos aterros, o controle do lixiviado, as medidas de controle para águas superficiais e outros líquidos, a proteção dos recursos de águas subterrâneas e a manutenção de registros das operações (Federal Register, 1991).

TABELA 13-3 Valores recomendados para a altura da cobertura

Tipo	Altura mínima (m)	Altura máxima (m)
Diária	0,15	<7
Intermediária	0,30	7 a 365
Final	0,60	>365

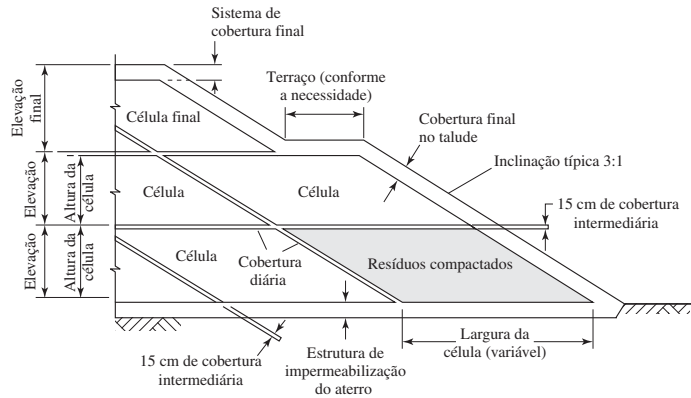


FIGURA 13-14 Seção transversal de um aterro sanitário.

EXEMPLO 13-2

Calcule a área necessária para a construção de um novo aterro sanitário com vida útil de 30 anos para atender a uma população de 250 mil pessoas, que geram 2,02 kg de resíduos por dia. A massa específica do resíduo compactado é $470 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. A altura do aterro não pode ultrapassar 15 m.

Solução Este problema se resume a um balanço de massa. Na hipótese de os resíduos compactados serão mantidos intactos por tempo indeterminado (o que é uma suposição plausível, já que alimentos foram encontrados intactos cerca de 30 anos após o descarte em aterros), o volume do aterro é:

$$\frac{(250.000 \text{ pessoas})[2,02 \text{ kg} \cdot (\text{pessoa}^{-1}) \cdot \text{dia}^{-1}]}{(470 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3})} = 1074 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Logo, ao longo de 30 anos, o volume necessário será:

$$(1074 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(30 \text{ anos}) = 11.760.300 \text{ m}^3$$

Se a altura máxima do aterro é 15 m, a área necessária é:

$$\frac{11.760.300 \text{ m}^3}{15 \text{ m}} = 784.020 \text{ m}^2, \text{ ou } 78,4 \text{ hectares}$$

Para simplificar os cálculos, a solução do problema não incluiu o volume da cobertura diária. Outro aspecto ignorado foi a acomodação dos resíduos decorrente da decomposição e da consolidação. Estes fatores são estudados em disciplinas ambientais mais avançadas.

Aspectos ambientais

Os vetores (espécies animais que transportam agentes patogênicos) e a poluição aquática e atmosférica não representam problemas em aterros administrados e mantidos de forma adequada. A boa compactação dos resíduos, a cobertura diária com uma camada de terra compactada corretamente e a manutenção apropriada são aspectos essenciais no controle do risco de incêndios e da proliferação de moscas e mosquitos.

A queima de resíduos é expressamente proibida em aterros sanitários, já que gera poluição atmosférica. Os incêndios acidentais em aterros devem ser combatidos de imediato, com água, areia ou compostos químicos adequados.

Os odores, a poeira e o material soprado pelo vento são controlados cobrindo-se os resíduos com rapidez e cuidado. Além disso, qualquer eventual abertura na cobertura deve ser fechada. A geração de poeira é controlada com o uso de técnicas específicas, como a aspersão de água ou de óleos biodegradáveis nos solos em processo de escavação durante as operações.

Lixiviado ou chorume

O **lixiviado**, também denominado chorume, é o líquido que atravessa o aterro sanitário, retirando material suspenso ou dissolvido dos resíduos dispostos no aterro. Ele tem origem externa, como a água da chuva, a drenagem de águas superficiais, as águas subterrâneas e o líquido produzido durante a compactação e decomposição dos resíduos no aterro.

Os resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário passam por várias alterações físicas, químicas e biológicas. A decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica produz gases e líquidos. Alguns materiais sofrem oxidação química. Parte dos sólidos é dissolvida em água, percolando no aterro. A Tabela 13-4 mostra diversas composições químicas do lixiviado. Os compostos orgânicos voláteis produzidos durante a decomposição contribuem com a contaminação da água, já que dissolvem no lixiviado.

Quantidade. A quantidade de lixiviado pode ser calculada utilizando-se um balanço de massa para o aterro sanitário. As etapas do ciclo hidrológico global (ver o Capítulo 7) atuantes no contexto de aterros sanitários são a precipitação, os escoamentos superficiais, a evaporação, a transpiração (esta, quando a cobertura é colocada), a infiltração e o armazenamento. A exemplo das equações desenvolvidas no Capítulo 7, pode-se escrever:

$$\Delta S = P - E - R + G' - F \quad (13-2)$$

onde ΔS = variação no armazenamento

P = precipitação

E = evaporação

R = escoamentos superficiais

G' = infiltração da água subterrânea

F = percolação do lixiviado

A precipitação é estimada segundo o procedimento convencional adotado nos registros climatológicos. A contribuição dos escoamentos superficiais é calculada com base em diversas téc-

TABELA 13-4 Composições típicas do lixiviado de aterros sanitários novos e maduros

Constituinte	Valor (mg · L ⁻¹)		
	Aterro novo (menos de 2 anos)		Aterro maduro (mais de 10 anos)
	Intervalo	Valor típico	
DBO ₅	2000–30.000	10.000	100–200
Carbono orgânico total	1500–20.000	6000	80–160
DQO	3000–60.000	18.000	100–500
Sólidos suspensos totais	200–2000	500	100–400
Nitrogênio orgânico	10–800	200	80–120
Nitrogênio amoniacal	10–800	200	20–40
Nitrato	5–40	25	5–10
Fósforo total	5–100	30	5–10
Fósforo orto-	4–80	20	4–8
Alcalinidade em CaCO ₃	1000–10.000	3000	200–1000
pH	4,5–7,5	6	6,6–7,5
Dureza total em CaCO ₃	300–10.000	3500	200–500
Cálcio	200–3000	1000	100–400
Magnésio	50–1500	250	50–200
Potássio	200–1000	300	50–400
Sódio	200–2500	500	100–200
Cloro	200–3000	500	100–400
Sulfato	50–1000	300	20–50
Ferro total	50–1200	60	20–200

Fonte: Tchobanoglous et al., 1993.

nicas de engenharia, as quais vão além do escopo deste livro. A evaporação e a transpiração normalmente são reunidas sob o termo *evapotranspiração* (E). As taxas de evaporação são obtidas a partir de dados disponibilizados pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (2000). Os dados sobre transpiração são encontrados em obras específicas e outras fontes (Robbins, Weir e Stocking, 1959; Kozlowski, 1943), embora possam ser obtidas em campo (Nobel, 1983; Salisbury e Ross, 1992) ou com a utilização de modelos matemáticos (Kaufmann, 1985). A infiltração e o extravasamento são calculados com a equação de Darcy (Equação 7-12). Antes da saturação, parte da água infiltrada é armazenada no material de cobertura e nos próprios resíduos. A quantidade de água retida antes da atuação da força da gravidade é denominada **capacidade de campo**. Em tese, quando o aterro atinge sua capacidade de campo, o lixiviado começa a escorrer quase instantaneamente, devido ao efeito de canalização no interior da massa de resíduos.

Embora a capacidade de campo seja um parâmetro importante, ela tem limitações. Por exemplo, uma estimativa do momento em que o lixiviado começa a escorrer é complexa, já que depende da frequência de amostragem e da precisão na medida dos teores de umidade dos resíduos na pilha.

Como visto, os volumes de lixiviado que deixam o aterro, isto é, extravasam, podem ser determinados utilizando-se a lei de Darcy. Os sistemas de coleta de lixiviado são projetados para terem condutividade hidráulica da ordem de $10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Nos aterros onde a impermeabilização é feita com argila compactada, a altura deve ser de aproximadamente 1 m.

EXEMPLO 13-3

Calcule a vazão volumétrica do lixiviado que passa pela camada de impermeabilização constituída por argila compactada com 1 m de altura em um aterro sanitário com 15 hectares de área. A condutividade hidráulica é $7,5 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Suponha que a altura da coluna de líquido seja 0,6 m.

Solução Primeiro, determina-se a velocidade de Darcy para o lixiviado que atravessa a camada de argila (Equação 7-12):

$$v = K \left(\frac{\Delta h}{\Delta L} \right) = (7,5 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(0,6 \text{ m}/1 \text{ m}) = 4,5 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

Para o cálculo da vazão, a equação da continuidade ($Q = vA$) é utilizada:

$$Q = (4,5 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(15 \text{ hectares})(10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{hectare}^{-1}) = 6,75 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Esta solução admite que não haja um sistema de coleta de lixiviado instalado. Contudo, uma vez que um sistema de coleta de lixiviado é parte presente em muitos aterros sanitários (o que diminui a carga hidráulica do líquido), a infiltração do lixiviado na camada de impermeabilização e o seu transporte para a água subterrânea são minimizados.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e o Centro de Desenvolvimento e Pesquisa em Engenharia do Exército criaram um modelo computacional para a realização de balanços hidrológicos, denominado *Hydrological Evaluation of Landfill Performance* (HELP) (Schroeder et al., 1984). O programa contém uma grande quantidade de dados sobre as características de diversos tipos de solo, padrões de precipitação e relações entre a evapotranspiração e a temperatura, além de algoritmos usados para prever o percurso da umidade no interior do aterro. Embora seja de fácil utilização, o HELP superestima a produção de lixiviado, normalmente por um fator de 2 a 3. Isto pode representar um problema, já que o resultado pode levar ao superdimensionamento do sistema de coleta e tratamento do lixiviado.

Controle do lixiviado. Medidas de controle rígidas são necessárias para impedir a saída do lixiviado do aterro e, portanto, evitar a contaminação das reservas de águas subterrâneas. De acordo com as regras dadas no Parágrafo D da lei de 1991 (40 CFR 258), definidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, os novos aterros sanitários construídos naquele país precisam ser impermeabilizados segundo procedimentos específicos, cujo objetivo é garantir

que os níveis aceitáveis de contaminação de águas subterrâneas sejam respeitados, na região do aterro. O sistema de impermeabilização especificado inclui a utilização de membranas sintéticas denominadas geomembranas, com espessura mínima de 0,76 mm (30 milésimos de polegadas), dispostas sobre uma camada de solo compactado, com espessura mínima de 0,6 m. Esta camada de solo deve ter condutividade hidráulica máxima de $1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. As mantas flexíveis de PEAD devem ter, no mínimo, 1,5 mm (60 mils), de espessura (Federal Register, 1991). Uma representação esquemática de um sistema de impermeabilização de aterros é mostrada na Figura 13-15.

As geomembranas são produzidas com diversos materiais, entre os quais o PVC, o PEAD, o polietileno clorado (PEC) e o monômero de etileno propileno dieno (EPDM). O PVC e, sobretudo, o PEAD são os materiais preferidos. Recentemente, a argila geossintética passou a ser utilizada não apenas como manta, mas também como cobertura de aterros sanitários. A argila geossintética pode ser utilizada em camadas com espessuras menores, em comparação ao uso de argila compactada. Outra vantagem é que os valores de condutividade hidráulica são baixos e elas podem ser instaladas com facilidade e rapidez. O uso de argilas de bentonita permite que a camada impermeabilizante se recupere sozinha, em caso de dano.

Embora as geomembranas tenham alta permeabilidade (de modo geral, os valores de condutividade hidráulica são menores do que $1 \times 10^{-12} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$), elas são muito propensas a danos e, portanto, precisam ser instaladas da forma adequada. Os danos ocorrem durante a construção do aterro e são associados à tensão gerada pela carga de resíduos, à ruptura por conta da acomodação diferenciada do solo do fundo, ao mau uso dos equipamentos de espalhamento dos resíduos e aos furos causados por objetos pontiagudos que ficaram nos resíduos ou por agregados grosseiros no solo do fundo. Os erros de instalação ocorrem principalmente durante a união de dois pedaços da geomembrana, ou quando é necessário fazer passar alguma tubulação por ela. Colocada de forma correta, uma manta típica não apresenta mais de dois ou três defeitos por hectare.

A camada de solo sob a geomembrana atua como base e mecanismo auxiliar para impedir que o lixiviado escorra para o lençol de águas subterrâneas. A argila compactada normalmente atende ao critério de condutividade hidráulica menor do que $1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. Além da permeabilidade reduzida, esta camada precisa estar livre de objetos cortantes maiores do que 1 cm. Outro aspecto importante é que ela deve ser uniforme, sem buracos, montes ou rachaduras, além de compactada o suficiente para impedir que a terra se acomode em pontos distintos.

Coleta do lixiviado. De acordo com as regras do Parágrafo D, da lei de 1991 (Federal Register, 1991), o sistema de coleta é projetado de maneira a permitir que a altura da camada de lixiviado sobre a manta de impermeabilização não exceda 0,3 m. O projeto prevê a inclinação do fundo do aterro em direção a uma rede de tubos de drenagem instalada sobre a manta de impermeabilização. Uma camada de areia grossa (ou outro material granular) com 0,3 m de altura e condutividade hidráulica elevada (a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos recomenda que o valor mínimo seja $1 \times 10^{-2} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$), deve ser colocada sobre a geomembrana, para facilitar o escoamento do lixiviado até o sistema de drenagem. Esta camada também protege a manta contra danos mecânicos diversos. Em alguns casos, uma **georrede**, isto é, uma matriz sintética semelhante a uma rede em miniatura, e um **geotêxtil** (um tecido com aberturas amplas) são instalados entre a geomembrana e a camada de areia para melhorar o escoamento do lixiviado para o sistema de drenagem.

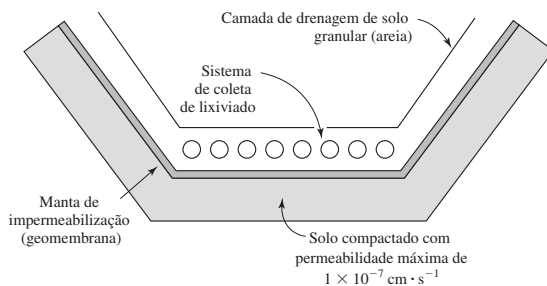


FIGURA 13-15 Manta de impermeabilização composta e sistema de coleta de lixiviado.

Tratamento do lixiviado. A composição do lixiviado é muito variável. Porém, de modo geral, teores elevados de amônia, compostos orgânicos (medidos como DQO e DBO), hidrocarbonetos halogenados e metais pesados são observados. O lixiviado também contém concentrações altas de sais inorgânicos (sobretudo cloreto, carbonato e sulfato de sódio). Logo, é necessário coletar e tratar o material antes do seu lançamento no meio ambiente. O lixiviado de aterros sanitários jovens, nos quais são dispostas quantidades expressivas de RSM, apresenta níveis muito altos de amônia e substâncias orgânicas. Em contrapartida, o lixiviado de aterros antigos tem concentrações altas de sais dissolvidos, enquanto os teores de amônia, metais pesados e substâncias orgânicas são baixos. Portanto, as estações de tratamento de lixiviado mais modernas são projetadas em multiestágio. O objetivo é permitir que o sistema se adapte às variações nas características do lixiviado ao longo do tempo.

O tratamento do lixiviado de aterros sanitários varia muito. Em alguns casos, o lixiviado coletado é enviado em estado bruto a uma estação de tratamento de efluentes domésticos, onde é tratado com os efluentes municipais. Em outros, ele é pré-tratado por coagulação-floculação química seguida de sedimentação e filtração, antes de ser enviado ao sistema de tratamento de efluentes domésticos. Em outros casos é necessário tratar o lixiviado separadamente no próprio local, antes do seu lançamento. Uma possibilidade para o sistema de tratamento é a utilização do processo de lodo ativado em dois estágios, nitrificação e desnitrificação, para a remoção da amônia, DQO e DBO. Contudo, este processo pode exigir o tratamento complementar do efluente final para remover a DQO residual, podendo-se utilizar a adsorção em carvão ativado ou a oxidação por ozônio. Contudo, nenhuma destas opções é capaz de remover os sais dissolvidos presentes. Nos casos em que a remoção de SDT é necessária, é possível utilizar o processo de osmose reversa. O tratamento do lixiviado no aterro é realizado por recirculação do líquido na pilha de resíduos, o que dá aos microrganismos uma nova oportunidade para decompor o material biodegradável no lixiviado.

Produção de metano e de outros gases

O metano e o dióxido de carbono são os principais produtos gasosos emitidos nos aterros sanitários. Estes gases são gerados pela decomposição microbiológica dos resíduos presentes no meio. A Tabela 13-5 apresenta uma lista de valores típicos da concentração destes gases na mistura gasosa e suas características. No começo da vida útil do aterro, o gás predominante na mistura é o dióxido de carbono, produzido pela decomposição aeróbia dos resíduos. Nesta fase a concentração do gás nitrogênio (N_2) também é alta. A medida que o aterro sanitário envelhece, o gás gerado é composto por proporções semelhantes de metano e de dióxido de carbono. A concentração do nitrogênio diminui durante a fase metanogênica. Assim que a metanogênese é encerrada, a geração de metano é interrompida.

O metano é um gás explosivo na presença de concentrações de oxigênio maiores do que 40%. A liberação do metano na atmosfera é problemática, já que ele é um gás estufa e pode ser

TABELA 13-5 Os constituintes mais comuns presentes na mistura gasosa produzida por aterros sanitários de RSM

Componente	Teor percentual (base volumétrica)	Características	Valor
Metano	45–60	Temperatura (°C)	35–50
Dióxido de carbono	40–60	Densidade relativa	1,02–1,05
Nitrogênio	2–5	Teor de umidade	Saturado
Oxigênio	0,1–1,0	Poder calorífico superior ($\text{kJ} \cdot \text{m}^{-3}$)	16.000–20.000
Sulfetos, dissulfetos, mercaptanas, etc.	0–1,0		
Amônia	0,1–1,0		
Hidrogênio	0–0,2		
Monóxido de carbono	0–0,2		
Componentes-traço	0,01–0,06		

Fonte: Tchobanoglous et al., 1993.

prejudicial às lavouras localizadas nas imediações do aterro. Por essa razão, medidas de controle são necessárias. O poder calorífico desta mistura de gases oscila entre 16.000 e 20.000 kJ · m⁻³. Embora esta mistura não seja tão rica em energia quanto o metano puro (37.750 kJ · m⁻³), ela tem valor econômico alto e muitos aterros têm sistemas de coleta de gases, os quais canalizam o gás para uma unidade de geração de energia.

A mistura de gases produzida na maioria dos aterros sanitários inclui uma variedade de outras substâncias, além do dióxido de carbono, do metano e da amônia. A toxicidade dos gases presentes em baixas concentrações na mistura é motivo de preocupação. Os níveis de mais de 150 substâncias foram medidos em gases resultantes de diversos aterros. Muitas destas substâncias são compostos orgânicos diferentes do metano(CODM), os quais podem ser classificados em poluentes atmosféricos perigosos (PAPs) ou compostos orgânicos voláteis (COV). A ocorrência de teores significativos de COV está associada aos aterros antigos, os quais aceitaram, no passado, resíduos industriais e comerciais, com teores elevados destas substâncias. As concentrações de 10 compostos medidas na mistura gasosa produzida por aterros em diversas regiões da Califórnia são mostradas na Tabela 13-6. Os óxidos de nitrogênio (NO_x), o dióxido de enxofre, o ácido clorídrico (HCl) e materiais particulados também fazem parte desta mistura gasosa.

As taxas de emissão são influenciadas pelas taxas de produção e transporte do gás. A produção é controlada pela decomposição biológica e química, além da volatilização. O transporte dos gases é função da difusão, da advecção e da convecção.

Os sistemas de coleta de **gases de aterro** podem ser ativos ou passivos. Os **sistemas ativos** geram um gradiente de pressão para forçar a mistura gasosa a sair das células de resíduos. Sopradores e compressões mecânicos são utilizados para a finalidade. Já os **sistemas passivos** são baseados na geração de um gradiente de pressão espontâneo, o qual faz com que a mistura de gases se desloque das células do aterro para dispositivos de coleta específicos.

TABELA 13-6 Concentrações de alguns contaminantes atmosféricos presentes na mistura gasosa produzida por aterros sanitários (em ppb)

Composto	Localização do aterro sanitário						
	Yolo (Colorado)	Sacramento (Califórnia)	Yuba (Colorado)	El Dorado (Colorado)	Los Angeles - Pacífico (Ukiah)	Cidade de Clovis	Cidade de Willits
Cloreto de vinila	6900	1850	4690	2200	<2	66.000	75
Benzeno	1860	289	963	328	<2	895	<18
Dibrometo de etileno	1270	<10	<50	<1	<1	<1	<0,5
Dicloreto de etileno	n.d.	n.d.	n.d.	<20	0,2	<20	4
Cloreto de metileno	1400	54	4500	12.900	<1	41.000	<1
Percloroetileno	5150	92	140	233	<0,2	2850	8,1
Tetracloroeto de carbono	13	<5	<7	<5	<0,2	<5	<0,2
1,1,1-TCA ^a	1180	6,8	<60	3270	0,52	113	0,8
TCE ^b	1200	470	65	900	<0,6	895	8
Clorofórmio	350	<10	<5	120	<0,8	1200	<0,8
Metano	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11%	17%	0,14%
Dióxido de carbono	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,12%	24%	<0,1%
Oxigênio	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10%	21%

n.d.: não disponível
^a 1,1,1-TCA: 1,1,1-tricloroetano, metil clorofórmio
^b TCE: tricloroetano, tricloroetileno
Fonte: California Air Resources Board, 1988.

A mistura gasosa de aterros sanitários passa por processos de purificação para gerar um gás passível de ser utilizado na geração de energia. Como alternativa, a combustão aberta, em queimadores, pode ser realizada no local, como forma de eliminar o gás. Os incineradores funcionam a temperaturas elevadas o suficiente para promover a oxidação dos COV presentes na mistura em dióxido de carbono e água. As técnicas de tratamento incluem a adsorção, a absorção ou o uso de membranas. Uma vez que os sistemas de coleta de gases não são 100% eficientes, parte do metano e de outros componentes da mistura gasosa é emitida para a atmosfera.

EXEMPLO 13-4

Um aterro sanitário recebe os RSM de uma população de 200 mil pessoas a uma taxa de $1,95 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ por habitante. O aterro tem um sistema de coleta de gases. A mistura gasosa é produzida a uma taxa anual de $6,2 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ de RSM descartados e contém 55% de metano. A taxa de recuperação do gás é de 15%, e o poder calorífico é da ordem de $17.000 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-3}$ (menor do que o valor teórico, devido à diluição do metano no ar durante o processo de coleta). A empresa administradora do aterro deseja construir uma unidade de captação e distribuição de metano nas imediações do aterro, para levar o gás até as casas da cidade, onde será queimado nos sistemas de aquecimento. O consumo médio anual de uma casa foi estimado em $110 \times 10^6 \text{ kJ}$. Os valores de pico de consumo de energia, registrados no inverno, são cerca de 1,5 vez maiores do que o consumo médio. Quantas casas podem ser aquecidas com o metano gerado no aterro?

Solução Primeiro, elabora-se o balanço de massa e energia do aterro. O metano é gerado durante a decomposição dos resíduos descartados e é utilizado nos sistemas de aquecimento de residências da cidade. A energia gerada no aterro precisa ser igual à energia consumida por estas casas:

Quantidade de metano gerado = quantidade de lixo descartada

(por habitante, ao ano)

× número de pessoas beneficiadas pelo aterro

× taxa de produção do gás por massa de resíduos sólidos

× fração do metano presente no gás

$$= 1,95 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{pessoa}^{-1} \times 365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1} \times 200.000 \text{ pessoas} \times 6,2 \text{ L de gás} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,55 \\ = 4,85 \times 10^8 \text{ L de metano} \cdot \text{ano}^{-1}$$

Porém, apenas 15% deste volume é recuperado:

$$4,85 \times 10^8 \text{ L de metano} \cdot \text{ano}^{-1} \times 0,15 = 7,28 \times 10^7 \text{ L de metano} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O poder calorífico do metano recuperado é:

$$(17.000 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-3})(7,28 \times 10^7 \text{ L} \cdot \text{ano}^{-1})(10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{L}^{-1}) = 1,24 \times 10^9 \text{ kJ} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O cálculo precisa levar em conta o pico no consumo (no inverno):

Pico na demanda = consumo médio × 1,5

$$= 110 \times 10^6 \text{ kJ} \cdot \text{ano}^{-1} \times 1,5 = 1,65 \times 10^8 \text{ kJ} \cdot \text{casa}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O número de casas que podem ser aquecidas com o metano é = $\frac{\text{energia gerada}}{\text{energia consumida por casa}}$

$$= \frac{1,24 \times 10^9 \text{ kJ} \cdot \text{ano}^{-1}}{1,65 \times 10^8 \text{ kJ} \cdot \text{casa}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}} = 7,5 \text{ casas}$$

Uma vez que não é possível construir apenas uma parte de uma casa, o número é arredondado para sete residências.

Monitoramento do lixiviado. De acordo com as regulamentações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, os operadores de aterros sanitários precisam monitorar os níveis de contaminantes líquidos e gasosos liberados pelo aterro. O objetivo das estratégias de

monitoramento de águas subterrâneas é gerar informações confiáveis e representativas sobre as características dos aquíferos, as direções do escoamento de águas subterrâneas e as características químicas e físicas das águas monitoradas. O monitoramento de águas superficiais avalia as características de cursos de água sob risco de serem afetados pelo lixiviado e pela contaminação de águas subterrâneas ou escoamentos superficiais. Estas iniciativas de monitoramento permitem avaliar se o aterro está sendo operado segundo o projeto. Além disso, os resultados obtidos ajudam a avaliar os riscos de infiltração do lixiviado em águas subterrâneas e os perigos associados ao aumento no volume de RSM dispostos. As informações obtidas são úteis na identificação do momento em que o aterro deixa de ser um perigo para a saúde humana ou o meio ambiente.

Projeto de aterros sanitários

O projeto de aterros sanitários prevê diversos elementos, como a preparação do local, o tamanho do aterro, as edificações necessárias, a instalação de poços de monitoramento e de sistemas de coleta de lixiviado e gases e a escolha da manta de impermeabilização e da cobertura final. Na discussão abaixo é feita uma introdução sobre o projeto de aterros sanitários, em especial dos aspectos envolvidos na escolha da estrutura de impermeabilização, no desenvolvimento de um sistema de coleta de lixiviado e na seleção da cobertura.

O volume ocupado por um aterro é determinado com base na quantidade de resíduos e a massa específica final do material disposto. A quantidade de resíduos varia muito de cidade para cidade, em função de fatores específicos a cada local.

Salvato (1972) desenvolveu uma fórmula para calcular o volume ocupado por um aterro sanitário, em base anual:

$$V_{LF} = \frac{PEC}{D_c} \quad (13-3)$$

onde V_{aterro} = Volume do aterro (m^3);

P = população

E = relação entre cobertura (de solo) e massa de resíduos compactados;

$V_{sólidos}$ = volume de resíduos sólidos (m^3);

V_c = volume da cobertura (m^3)

C = massa média de resíduos sólidos coletados por habitante, ao ano ($kg \cdot habitante^{-1}$)

D_c = massa específica dos resíduos compactados ($kg \cdot m^{-3}$)

A massa específica dos resíduos compactados é função, em parte, dos equipamentos utilizados no aterro e do teor de umidade dos resíduos. Os valores variam entre 300 e $700 \text{ kg} \cdot m^{-3}$. Os valores nominais normalmente estão na faixa de 475 a $600 \text{ kg} \cdot m^{-3}$.

EXEMPLO 13-5

Qual é o volume necessário para um aterro sanitário que deverá ter vida útil de 20 anos? Suponha que o aterro receberá os resíduos sólidos gerados por 142.000 pessoas a uma taxa de $2,0 \text{ kg/resíduos ao dia}$, por pessoa. A massa específica dos resíduos não compactados é $106 \text{ kg} \cdot m^{-3}$ e a relação de compactação é 4,2. A relação entre a cobertura e massa de resíduos compactados é 1,9.

Solução Utilizando-se a Equação 13-3:

$$V_{aterro} = \frac{PEC}{D_c} = \frac{(142.000 \text{ pessoas})(2,0 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(1,9)}{(106 \text{ kg} \cdot m^{-3})(4,2)} = 442.400 \text{ m}^3$$

Multiplicando este valor pela vida útil do aterro:

$$442.400 \times 20 = 8.848.000 \text{ m}^3, \text{ ou } 8.900.000 \text{ m}^3$$

Se o volume correspondente ao material de cobertura não fosse considerado, o volume do aterro seria $4,66 \times 10^6 \text{ m}^3$.

Cobertura final de um aterro

A principal função da cobertura final é impedir a entrada de umidade no aterro finalizado. Se a umidade for barrada, em algum momento a produção de lixiviado será mínima, assim como os riscos de contaminação de águas subterrâneas e superficiais.

Atualmente, o projeto da cobertura de um aterro sanitário inclui uma camada superficial, uma barreira biológica, uma camada de drenagem, uma barreira hidráulica, uma camada de base e o controle dos gases gerados. A camada superficial atua como substrato de solo para o desenvolvimento de plantas. O objetivo é minimizar a erosão. Camadas de solo com cerca de 0,3 m de altura são apropriadas para o desenvolvimento de gramíneas. A barreira biológica impede que as raízes das plantas cultivadas na superfície do aterro penetrem na barreira hidráulica. Hoje, os materiais disponíveis para a construção desta camada não apresentam as propriedades ideais para esta finalidade. A camada de drenagem tem a mesma finalidade para a qual ela é utilizada no sistema de coleta do lixiviado, isto é, facilitar o movimento do líquido. Este sistema de coleta está sujeito à acomodação diferencial dos tubos, a qual acarreta a falha do sistema. Alguns engenheiros não recomendam a instalação deste sistema, preferindo utilizar os recursos disponíveis na construção de uma barreira hidráulica mais espessa, a qual tem o mesmo objetivo da manta de impermeabilização, isto é, impedir a passagem de água (neste caso, para o interior da massa de resíduos). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos recomenda a adoção de uma camada composta de uma geomembrana sobre solo de baixa condutividade hidráulica, o qual protege a geomembrana contra a ação do agregado grosseiro da camada de controle do gás. Esta é preparada com cascalho grosso, que ajuda a conduzir a mistura gasosa para a superfície. Nos casos em que a mistura é coletada para a geração de energia, poços de captação devem ser instalados a distâncias adequadas uns dos outros. Estes recebem uma pressão negativa, para ajudar a mistura gasosa a se deslocar para o sistema de coleta.

Os aterros sanitários finalizados requerem manutenção, por conta da acomodação variável dos resíduos. A manutenção consiste em trabalhar a camada superficial para manter o grau de drenagem e o preenchimento de depressões (para impedir o acúmulo de água e minimizar os riscos de poluição de águas subterrâneas). A cobertura final do solo deve ter cerca de 0,6 m de altura.

Com o fim da vida útil de um aterro, ele é adotado como área de recreação (parques, praças e campos de golfe, por exemplo). Estacionamentos e áreas de armazenagem também são desenvolvidos em aterros finalizados. Devido aos problemas com a acomodação diferencial dos resíduos e com a liberação de gases, a construção de edificações nestas áreas deve ser evitada.

Dependendo das condições do aterro, é possível construir prédios térreos e pistas de aeroportos pequenos. Nestes casos, é importante evitar a construção de alicerces muito pesados, os quais acarretariam a acomodação dos resíduos aterrados e o comprometimento da estrutura do aterro. O engenheiro deve propiciar os meios para a mistura gasosa se dispersar na atmosfera, não nos resíduos compactados.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Cite a quantidade de resíduos sólidos média gerada por pessoa nos Estados Unidos, em 1998.
2. Defina os termos lixo, resíduos sólidos e resíduos putrescíveis.
3. Liste os elementos de um sistema de gestão de resíduos sólidos.
4. Explique como as autoridades decidem como e com que frequência os resíduos sólidos devem ser coletados.
5. Defina os termos conservação de recursos, recuperação de resíduos, reciclagem em ciclo fechado, reciclagem em circuito aberto e compostagem.
6. Liste os métodos de coleta de materiais recicláveis.
7. Liste os materiais mais comuns que podem ser reciclados. Discuta os problemas associados a cada um.
8. Explique como o mercado de materiais reciclados pode ser melhorado.
9. Defina o reúso de bens duráveis. Descreva os métodos de reúso.
10. Explique como a educação e a legislação afetam a redução da geração de resíduos.

11. Defina os termos combustão, pirólise, gaseificação. Discuta as diferenças entre estes processos.
12. Liste os tipos de incineradores utilizados na gestão de resíduos sólidos. Explique o funcionamento destes equipamentos.
13. Cite os principais problemas associados aos incineradores em relação à saúde pública e ao meio ambiente.
14. Liste e discuta os fatores importantes na seleção do local para instalação de um aterro sanitário.
15. Descreva os métodos de construção de um aterro sanitário.
16. Explique a finalidade da cobertura diária em um aterro sanitário e informe a altura ideal desta camada.
17. Defina lixiviado e explique como ele é formado.
18. Esquematize um aterro sanitário que tenha uma camada de cobertura adequada e um sistema de coleta de lixiviado.
19. Defina ou explique os termos PCS, PCI, RDF e separação na fonte.
20. Explique o efeito da separação na fonte no poder calorífico de um resíduo sólido e nas emissões de poluentes perigosos.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule o volume e a massa de resíduos sólidos de origens diversas.
2. Estime o volume e a área de um aterro sanitário.
3. Calcule o PCI de um composto, conhecendo o PCS e a fórmula química dele.
4. Estime a vazão volumétrica do lixiviado.
5. Estime a quantidade de metano gerada e a produção de energia de um aterro sanitário.

EXERCÍCIOS

- 13-1** Uma empresa emprega seis pessoas. Supondo que a massa específica dos resíduos compactados é $480 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e que cada funcionário produz $1 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ de resíduos, calcule o volume de resíduos sólidos gerados anualmente pela empresa.

Resposta: $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$

- 13-2** Uma escola de ensino médio tem 881 alunos, os quais se dividem em 30 salas de aula. Supondo que a semana letiva tenha 5 dias e que os resíduos sólidos são recolhidos às quartas e às sextas-feiras, antes do começo das aulas, calcule o tamanho dos contêineres de armazenagem de resíduos. A taxa de geração é $0,11 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{pessoa}^{-1}$ de resíduos, além de 3,6 kg gerados em sala de aula. A massa específica dos resíduos não compactados é $120,0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Os contêineres de lixo têm tamanhos padronizados: 1,5, 2,3, 3,0 e $4,6 \text{ m}^3$.

- 13-3** Um aterro sanitário recebe os resíduos sólidos gerados por uma cidade com 562.400 habitantes a uma taxa de $1,89 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{pessoa}^{-1}$ de resíduos. A capacidade do aterro é $11.240.000 \text{ m}^3$, 63% da qual já foi utilizada. A relação entre a cobertura e massa de resíduos compactados é 1:9. Calcule a vida útil restante do aterro. A massa específica dos resíduos compactados é $490 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

Resposta: 2,76 anos

- 13-4** Um aterro sanitário recebe os resíduos sólidos gerados por uma cidade com 253 mil habitantes. A cada semana, 325 caminhões de coleta trazem um total de 2180 t de RSM para o aterro. Cada caminhão tem capacidade para transportar 4,5 t e faz, em média, duas viagens diárias. A semana de trabalho é de cinco dias.

- (a) Qual é a quantidade de RSM gerados por pessoa? Dê a resposta em $\text{kg} \cdot \text{pessoa}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$.
- (b) Qual é a carga média (em toneladas) em cada caminhão no momento em que o veículo chega ao aterro? Em que capacidade os caminhões estão operando?
- (c) Se a massa específica dos resíduos é $265 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, qual é o volume de RSM dispostos no aterro, a cada semana?

- 13-5** As quantidades de resíduos sólidos gerados em uma residência são mostradas na tabela abaixo. Se o contêiner de lixo da residência tem $0,0757 \text{ m}^3$, qual é a massa específica média dos resíduos sólidos gerados durante o período compreendido entre 18/3 e 8/4? A massa de cada contêiner é 3,63 kg.

Data	Número do contêiner	Massa bruta ^a (kg)	Data	Número do contêiner	Massa bruta ^a (kg)
18 de março	1	7,26	8 de abril	1	6,35
	2	7,72		2	8,17
25 de março	1	10,89		3	8,62
	2	8,17			
	3	7,26			

^aContêiner e resíduos sólidos.

Resposta: Massa específica média = $58,4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$

- 13-6** Um aterro sanitário é projetado para receber os resíduos sólidos a uma taxa de $50 \text{ Mg} \cdot \text{dia}^{-1}$. Os resíduos deverão ser descartados por caminhões compactadores. A semana de trabalho é de cinco dias. A massa específica dos resíduos espalhados será $122 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Eles serão espalhados em camadas de 0,50 m de altura e compactados em uma camada com espessura final de 0,25 m. Os caminhões realizarão três viagens diárias ao aterro. A cobertura diária será de 0,15 m. Calcule (a) o volume ocupado pelos resíduos em base anual e (b) a área coberta pelos resíduos sólidos. Ignore o volume de solo entre as pilhas de resíduos descartados.
- 13-7** Calcule a vazão volumétrica do lixiviado através de uma camada de argila compactada com 1,3 m de espessura em um aterro sanitário com 21 hectares de área. A condutividade hidráulica é $2,5 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Suponha que a altura da coluna de líquido seja 0,8 m.

Resposta: $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$

- 13-8** Uma empreiteira planeja construir uma cidade totalmente autossustentável em outro planeta. A cidade terá uma população de 555 mil habitantes. As casas serão aquecidas com a queima de metano gerado no aterro sanitário, o qual contará com um sistema de coleta de gases. Campanhas de conscientização serão realizadas para que a geração de resíduos sólidos fique em $0,45 \text{ kg} \cdot \text{pessoa}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ de resíduos. O projeto prevê que os gases serão gerados a uma taxa de $25 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ de resíduos descartados no aterro e que ele conterá 58% de metano. A taxa de recuperação do gás será de 25%. O poder calorífico do metano é de cerca de $18.000 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-3}$ (valor este menor do que o teórico, por conta da diluição do metano no ar, durante a obtenção). Estima-se que as casas utilizarão, em média, $40 \times 10^6 \text{ kJ}$ de energia $\cdot \text{ano}^{-1}$. O pico de consumo no inverno é 1,5 maior do que a demanda média. Do ponto de vista da geração de energia para aquecer as casas, a projeto é viável? Quais seriam as fontes alternativas de resíduos capazes de serem utilizados para a geração de calor?
- 13-9** Um aterro com 12 hectares de área tem uma camada de impermeabilização de 0,9 m de espessura. A cada ano, 1700 m^3 de lixiviado são coletados. A condutividade hidráulica da camada de impermeabilização é $3,9 \times 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Qual é a altura da coluna de lixiviado sobre esta camada?

Resposta: 1,04 m

- 13-10** Uma cidade na Suécia incinera os seus resíduos orgânicos e os de outras nove cidades. O objetivo é a geração de energia. São utilizadas duas caldeiras alimentadas a biocombustível com capacidade de gerar 17 MW. Anualmente são queimadas 70 mil toneladas de resíduos para esta finalidade (Aström, 1999). A eficiência global do sistema é 88%. Calcule a massa de carvão (em toneladas) equivalente à massa de resíduos queimados ao dia. O poder calorífico do carvão é $33.500 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$.
- 13-11** As concentrações de cloreto de vinila, de benzeno e de cloreto de metileno na mistura gasosa gerada no aterro sanitário de Sacramento, Califórnia, são dadas na Tabela 13-6. Calcule a concentração destes gases em $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

- 13-12** Você precisa projetar um sistema de tratamento para o lixiviado do aterro da cidade francesa de Saint-Etienne (Baig et al., 1997). As características do lixiviado são:

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 &= 170 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{DQO} &= 1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{Nitrogênio amoniacal} &= 690 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ em N} \\ \text{Sólidos suspensos} &= 270 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \\ \text{Vazão} &= 20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \end{aligned}$$

O lixiviado é pré-tratado por coagulação química com cloreto férrico, floculação com um polímero aniônico e posterior flotação. O pré-tratamento remove 48% da DQO, 58% da DBO_5 e 10% do nitrogênio. A concentração dos sólidos totais após o pré-tratamento é $35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Você pretende utilizar um sistema de aeração difusa estendida para remover a DBO e o nitrogênio. Se for necessário remover quantidade adicional de DQO, a ideia é utilizar carvão ativado ou ozonização. Com base na estequiometria da reação da amônia com o oxigênio (Equação 9-11), calcule a massa de oxigênio diária necessária para oxidá-la. Calcule a massa de oxigênio (em $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$) para oxidar a DBO_5 .

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 13-1** Qual dos tipos de solo descritos são adequados para (1) uma camada de impermeabilização, (b) uma camada de drenagem e (c) a liberação do gás?
- | | |
|--|---|
| (1) Cascalho ($> 2,5 \text{ cm}$ de diâmetro) | (4) Silte ($K = 1 \times 10^{-6} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) |
| (2) Argila de geleira ($K = 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) | (5) Areia grossa ($K = 0,1 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) |
| (3) Argila ($K = 1 \times 10^{-9} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) | (6) Areia fina ($K = 0,001 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) |
- 13-2** Embora o valor de mercado do compostado seja desprezível, muitas comunidades adotam sistemas de compostagem de resíduos de jardim. Explique a razão.
- 13-3** Discuta as características de resíduos sólidos que facilitam o tratamento biológico, o processamento térmico, a reciclagem e a disposição em aterro.
- 13-4** Discuta dois aspectos preocupantes sobre os aterros sanitários municipais.
- 13-5** Discuta as razões pelas quais o tratamento biológico de resíduos sólidos é extensivamente adotado na Europa ocidental e na Palestina, mas não nos Estados Unidos.
- 13-6** Qual é o efeito da compostagem de biomassa sobre a produção de gás em um aterro sanitário?
- 13-7** O Exercício 13-10 descreve a biomassa utilizada na produção de energia em uma cidade sueca. A unidade geradora utiliza a tecnologia de leito fluidizado com injeção cruzada de jatos de ar. Os gases da exaustão contêm partículas grandes, metais pesados, SO_2 e HCl . Discuta as operações unitárias (ver o Capítulo 12) que você implantaria para tratar os gases antes do lançamento para a atmosfera.

REFERÊNCIAS

- Andersen, M. S. (1998) "Assessing the Effectiveness of Denmark's Waste Tax," *Environment*, 40(4): 10–15, 38–41.
- Åström, J. (1999) Waste to Energy Plant, Sycon Energikonsult AB, IEB Bioenergy Task 23, December.
- Baig S., E. Thiéblin, F. Zuliani, R. Jenny, and C. Coste (1997) "Landfill Leachate Treatment: Case Studies," *International Conference on Ozonation and Related Oxidation Processes in Water and Liquid Waste Treatment* (Berlin, April 21–23, 1997), pp. V.4.1–V.4.16.
- Bertazzi, A., A. C. Pesatori, D. Consonni, A. Tironi, M. T. Land, and C. Zocchetti (1993) "Cancer Incidence in a Population Accidentally Exposed to 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-para-dioxin," *Epidemiology*, 4(5): 398–406.

- Buntin, S. (1995) *Environmental Liberty and Social Justice for All: How Advocacy Planning Can Help Combat Environmental Racism*, November 1995.
- California Air Resources Board (1988) *The Landfill Gas Testing Program: A Report to the Legislature*, Sacramento, CA, June 1988.
- Cartledge, J. (2004) *Profits Warning: Why Germany's Green Dot Is Selling Up*, (25.11.04) <http://www.letsrecycle.com/features/dsd.jsp>
- City of Hamilton (2005) *2005 Annual Report Waste Management Division Public Works Department*, City of Hamilton, Ontario, <http://www.myhamilton.ca/NR/rdonlyres/54F35506-DB93-4EBB-8682-F030C3E0CC6F/0/2005WasteManagementAnnualReportFinal.pdf>
- City of Hamilton Waste Management Division (2007) May 26, 2007, <http://www.myhamilton.ca/myhamilton/CityandGovernment/CityDepartments/PublicWorks/WasteManagement>
- Cole, P., D. Trichopoulos, H. Pastides, T. Starr, and J. S. Mandel (2003) "Dioxin and Cancer: A Critical Review," *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 38(3): 378–88.
- Elliott, P. G., G. Shaddick, I. Kleinschmidt, D. Jolley, P. Walls, J. Beresford, and C. Grundy (1996) "Cancer Incidence Near Municipal Solid Waste Incinerators in Great Britain," *Br. J. Cancer*, 72(5): 702–10.
- Federal Register (1991) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR 257 and 258, and "Solid Waste Disposal Facility Criteria: Final Rule," 9 October 1991.
- Glenn, J. (1999) "State of Garbage in the U.S., 1998," *Biocycle*, 40(4): 60–71.
- Kaufmann, M. R. (1985) *Annual Transpiration in Subalpine Forests: Large Differences Among Four Tree Species*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, 80526-2098.
- Kozlowski, T. T. (1943) "Transpiration Rates of Some Forest Tree Species During the Dormant Species," *Plant Physiol.*, 18(2): 252–60.
- Lee, G. F., and W. Sheehan (1996) "Landfills Offer False Sense of Security," *Biocycle*, 37(9): 8.
- Miller, C. (2006) "Yard Waste," *Waste Age*, May 1, 2006, http://wasteage.com/mag/waste_yard_waste_4/
- National Center for Resource Recovery (1974) *Resource Recovery from Municipal Solid Waste*, Lexington Books, Lexington, MA.
- National Research Council (2000) *Waste Incineration and Public Health*, Committee on Health Effects of Waste Incineration, Board of Environmental Studies and Technology, Commission of Life Sciences, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.
- Nobel, P. S. (1983) *Biophysical Plant Physiology and Ecology*, W. H. Freeman and Co., San Francisco.
- Pfeffer, J. T. (1992) *Solid Waste Management Engineering*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p. 172.
- Robbins, W., T. Weir, and C. Stocking (1959) *Botany, an Introduction to Plant Science*, John Wiley and Sons, New York.
- Salisbury, F. S., and C. W. Ross (1992) *Plant Physiology*, 4th ed., Belmont, CA: Thomson Brooks/Cole.
- Salvato, J. A. (1972) *Environmental Engineering and Sanitation*, New York: Wiley and Sons. p. 427.
- Scarlett, L. (1995) *Solid Waste Recycling Costs: Issues and Answers*, Reason Public Policy Institute Policy Study No. 193 (Los Angeles: Reason Public Policy Institute, August 1995), p. 2.
- Schroeder, P. R., J. M. Morgan, T. M. Walski, and A. C. Gibbon (1984) *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model Documentation, User's Guide*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/530/SW-84-009.
- Shy, C. M., D. Degnan, D. L. Fox, S. Mukerjee, M. J. Hazucha, B. A. Boehlecke, D. Rothenbacher, P. M. Briggs, R. B. Devlin, D. D. Wallace, R. K. Stevens, and P. A. Bromberg (1995) "Do Waste Incinerators Induce Adverse Respiratory Effects? An Air

- Quality and Epidemiological Study of Six Communities,” *Environ. Health Perspectives*, 103(7-8): 714–24.
- U.S. EPA (1997) *Characterization of Municipal Solid Waste in the United States: 1996 Update*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, May 1997, EPA530-R-97-015.
- U.S. EPA (1998) *Environmental Labeling Issues, Policies and Practices Worldwide*, Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Washington, DC, EPA 742-R-98-009 Dec. 1998.
- U.S. EPA (1999) *Characterization of Municipal Solid Waste in the United States: 1998 Update*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1998.
- U.S. EPA (2000) *Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 1998*, Washington, DC, EPA 530-F-00-024, April 2000.
- U.S. EPA (2002) *Municipal Solid Waste in the United States: 2000 Facts and Figures*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, June 2002, EPA530-R-02-001.
- U.S. EPA (2006) *Municipal Solid Waste in the United States: 2005 Facts and Figures*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, October 2006, EPA530-R-06-011.
- U.S. EPA (2011) *Municipal Solid Waste in the United States: 2010 Facts and Figures*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, December 2011, EPA530-F-11-005.
- U.S. Geological Survey (2000) *Ground Water Atlas*, Water Resources Information Service, U.S. Geological Survey, Washington, DC.
- Vence, T. D., and D. L. Powers (1980) “Resource Recovery Systems, Part I: Technological Comparison,” *Solid Wastes Management/Resource Recovery Journal*, 5, pp. 26–93.
- Zmirou, D., B. Parent, and J. L. Potelon (1984) “Etude Épidémiologique Des Effets Sur La Santé Des Rejets Atmosphériques D’une Usine D’incinération De Déchets Industriels Et Ménagers,” *Rev. Epidém. Santé Publ.*, 32: 391–97.

A gestão de resíduos perigosos

	Estudo de caso: Não deu praia	692
14-1	INTRODUÇÃO	692
	Dioxinas e PCBs	692
14-2	SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS DA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS	694
14-3	A RCRA E A HSWA	695
	As ações do Congresso norte-americano sobre os resíduos perigosos	695
	O conceito “do berço ao túmulo”.	695
	As exigências para o agente gerador.	697
	Normas de transporte.	699
	Exigências relativas ao tratamento, à armazenagem e à disposição final.	700
	Tanques subterrâneos de armazenagem	701
14-4	A CERCLA E A SARA.	702
	A lei que criou o Superfundo	702
	A Lista Nacional de Áreas Prioritárias	703
	Sistema de classificação de risco	703
	O plano nacional de contingenciamento	704
	Responsabilidade	704
	Lei de Emendas e Nova Promulgação do “Superfundo”	705
14-5	GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS	706
	Minimização da geração de resíduos.	706
	Troca de resíduos	709
	Reciclagem.	709
14-6	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO	710
	Tratamento biológico	710
	Tratamento químico	712
	Tratamentos físico-químicos	715
	Incineração	719
	Estabilização-solidificação	726
14-7	DISPOSIÇÃO NO SOLO	727
	Injeção em poços profundos	727
	Tratamento no solo	727
	Aterros	727
14-8	CONTAMINAÇÃO E REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.	731
	O processo de contaminação	731
	O procedimento de remediação de águas subterrâneas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos	732
	Mitigação e tratamento	734

REVISÃO DO CAPÍTULO	740
EXERCÍCIOS	741
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	746
REFERÊNCIAS	747



Estudo de caso

Não deu praia

Judy Piatt contratou Russel Bliss para aspergir óleo na área em torno de seus estábulos em Moscow Mill, Missouri, para reduzir a poeira. Alguns dias mais tarde, centenas de aves começaram a morrer no local. No espaço de alguns anos, 20 gatos de Judy perderam o pelo e morreram. O mesmo aconteceu com 62 cavalos. O óleo aspergido era um resíduo de uma unidade de produção de hexaclorofeno, desativada há algum tempo, que pagara Russel Bliss para se livrar do problema. O mesmo óleo foi aplicado para conter a poeira nas ruas de Times Beach, no mesmo estado norte-americano. O produto estava contaminado com dioxinas. O ano era 1971, e ninguém sabia do perigo que corriam.

Esta história representa a preocupação atual com os resíduos perigosos. O que é prática comum hoje pode se tornar um desastre amanhã. O que é considerado uma boa técnica de descarte pode virar um pesadelo, caso as partes envolvidas não sejam responsáveis ou não tenham o talento comercial necessário para poderem lucrar jogando de acordo com as regras, preferindo portanto agir sem respeito a elas.

14-1 INTRODUÇÃO

Um **resíduo perigoso** é qualquer resíduo ou combinação de resíduos que represente risco expressivo, atual ou futuro, a seres humanos, plantas e animais e que, portanto, precise ser manuseado e descartado tomando-se precauções especiais.

Dioxinas e PCBs

Esta seção discute dois resíduos particularmente perigosos, que têm importância especial nos Estados Unidos: as dioxinas e as bifenilas policloradas, ou, do inglês, *Polychlorinated biphenyls* (PCB). Fatos e eventos envolvendo estes compostos são assunto constante na imprensa e, por esta razão, a apresentação de conceitos sobre a química das dioxinas e das PCBs, suas origens e efeitos potenciais no meio ambiente.

Dioxinas é a designação dada a um grupo de mais de 20 isômeros diferentes de uma estrutura básica da clorodioxina (alguns exemplos são dados na Figura 14-1). O mais comum deles, a 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (TCDD), considerada por muitos estudiosos o composto sintético mais tóxico já produzido. As dioxinas são um subproduto que pode ser termicamente gerado durante a produção ou a combustão de clorofenóis, de pesticidas como o 2,4,5-T, do agente laranja (substância desfolhante preparada com uma mistura de partes iguais de 2,4-D e 2,4,5-T), de herbicidas utilizados no controle de algas, de inseticidas e de agentes preservantes. As dioxinas não são fabricadas com fins comerciais. Ao contrário, essas substâncias ocorrem como um subproduto tóxico. Até o presente, não existem evidências da formação natural de dioxinas no ambiente. Os relatos de contaminação pela TCDD estão associados à sua presença no material particulado resultante de processos de combustão industrial e doméstica. Níveis de dioxinas entre 0,1 ppm e 10 ppm persistem e bioacumulam após a aplicação de herbicidas em lavouras.

A TCDD é um sólido cristalino na temperatura ambiente. O composto tem baixa solubilidade em água (0,2 ppb a 0,6 ppb) e é considerado muito estável. A degradação por via térmica ocorre em temperaturas acima de 700°C. Porém, a TCDD também é decomposta por via fotoquímica, com exposição à luz ultravioleta na presença de um solvente aceptor de elétrons, como uma solução de azeite de oliva em ciclohexanona.

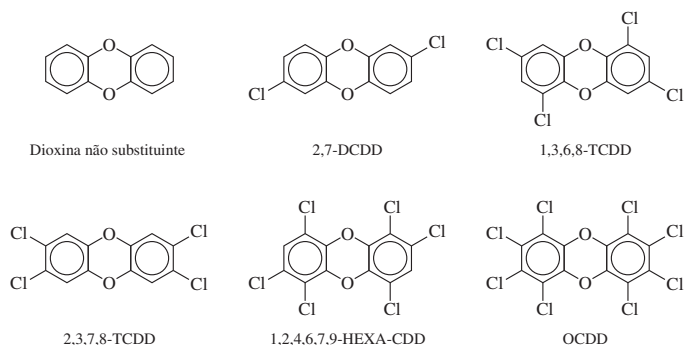


FIGURA 14-1 Fórmulas moleculares de algumas dioxinas comuns.

A contaminação por TCDD foi registrada em partes por milhão nos compostos 2,4,5-T e 2,4-D utilizados no controle de ervas daninhas nos Estados Unidos e como agentes desfolhantes no Vietnã, nos resíduos dispostos nos aterros de Love Canal, no vazamento de ortoclorofenol após o descarrilamento de um trem em Sturgeon, Missouri e na precipitação de resíduos após uma explosão em uma unidade de produção de clorofenol em Seveso, na Itália. Este incidente representou um desafio para cientistas e engenheiros em relação ao desenvolvimento de estratégias de controle da poluição ambiental.

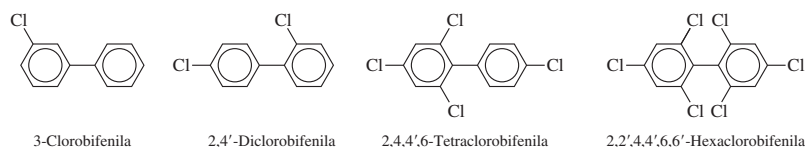
Os efeitos das dioxinas na saúde humana não estão bem documentados. Contudo, os relatos de defeitos de nascença em crianças vietnamitas despertaram o interesse científico sobre o tema, incentivando a realização de estudos em animais. A TCDD causa problemas cutâneos graves, como a cloracne, por exemplo. De acordo com os resultados de ensaios com cobaias, a TCDD foi considerada um agente carcinogênico, teratogênico e mutagênico, além de ser uma toxina para embriões e de afetar o sistema imunológico de mamíferos. É considerada persistente no meio ambiente e bioacumula em organismos aquáticos. Até hoje (2012), não foram registradas mortes associadas diretamente com a exposição à TCDD, mesmo em níveis baixos, assim como nenhum estudo epidemiológico demonstrou qualquer aumento na incidência de cânceres, defeitos congênitos, de mutagenicidade, de defeitos de nascença, de abortos espontâneos ou de efeitos adversos semelhantes em seres humanos. Em maio de 2000 a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos emitiu a versão preliminar de um relatório, o qual trazia evidências de que as dioxinas, mesmo em baixas concentrações, são prejudiciais à saúde humana (Hileman, 2000). O relatório informava que a TCDD é um carcinógeno humano confirmado e que outras dioxinas são suspeitas de terem a mesma propriedade. A agência acredita que estas substâncias tenham uma variedade de outros efeitos, como a interferência na atividade de hormônios reguladores, por exemplo, além do potencial de causar doenças nos sistemas reprodutivo e imunológico e de levar ao desenvolvimento anormal do feto. Os níveis de dioxinas no meio ambiente eram baixos até 1930, tiveram um pico na década de 1970 e vêm caindo desde então. As concentrações de dioxinas nos tecidos adiposos humanos começaram a cair a partir de 1980.

As **binfenilas policloradas (PCBs)** formam uma classe de compostos orgânicos produzidos pela cloração de uma molécula de bifenila. O grupo inclui 10 formas básicas destes compostos, mas acredita-se que os isômeros sejam mais de 200. Tamanha variedade é resultado das posições possíveis do átomo de cloro na molécula da bifenila, o que se reflete na nomenclatura destes compostos (monoclorobifenila, diclorobifenila e triclorobifenila, entre outros). Uma molécula de PCB tem vários isômeros, dependendo da posição de substituição disponível no grupo bifenila (2,6', 2'-6'). Todavia, nem todos os isômeros possíveis são formados em um processo. De modo geral, os mais comuns são aqueles que têm o mesmo número de átomos de cloro nos dois anéis, ou aqueles cujos anéis diferem na presença de apenas um átomo do elemento. A Figura 14-2 mostra as fórmulas moleculares de algumas PCBs.

As misturas comerciais de PCBs eram fabricadas segundo uma nomenclatura própria. Por exemplo, o teor de cloro em determinado produto variava entre 18% e 79%, dependendo da extensão da cloração durante o processo ou da mistura de isômeros adotada por cada fabricante. As empresas tinham sistemas específicos de identificação do teor de cloro em seus produtos. Por exemplo, Aroclor 1248, 1254 e 1260 indicavam a presença de 48%, 54% e 60% de cloro nas

FIGURA 14-2

Estrutura molecular de algumas bifenilas policloradas.



fórmulas destes compostos, respectivamente. Clophen A60, Phenochlor DP6 e Kaneclor 600 indicavam a mistura de diferentes hexaclorobifenilas.

O principal fabricante de PCBs nos Estados Unidos era a Monsanto Industrial Chemicals Co., a qual produzia os compostos nas unidades de Anniston, Alabama (encerrada em 1970) e Sauget, Illinois (onde as PCBs foram fabricadas até 1977). Comercializadas sob a marca comercial Aroclors, inicialmente as misturas de PCBs da Monsanto foram utilizadas como fluido dielétrico de refrigeração para transformadores e capacitores elétricos, como fluido de troca térmica e como agente ativo nos revestimentos protetores para madeira (em situações em que materiais de baixa inflamabilidade eram essenciais ou desejáveis). Tanto os fabricantes como os consumidores aparentemente desconheciam os riscos associados à exposição às PCBs manuseando e utilizando os produtos com base nos resultados dos primeiros testes de toxicidade, os quais indicavam que as substâncias não resultavam em efeitos adversos (Penning, 1930). A expansão das aplicações das PCBs observada entre 1930 e 1960, quando foram incorporadas às formulações de tintas, corantes, agentes de despoeiramento e pesticidas, acarretou a ampla disseminação destes compostos. Em 1937 os primeiros efeitos tóxicos foram observados em trabalhadores com exposição ocupacional as PCBs, o que motivou a adoção de limites máximos de exposição nas unidades de produção.

O padrão geral de lançamento de PCBs no ambiente mudou drasticamente no começo da década de 1970. Até então, não havia restrições expressivas em relação ao uso ou ao descarte destas substâncias. Entre 1969 e 1970, com o surgimento de evidências de que a exposição crônica poderia ter efeitos negativos na saúde humana e no meio ambiente, a Monsanto tomou a iniciativa e encerrou a comercialização de PCBs. Além disso, medidas de controle mais enérgicas reduziram a emissão destes compostos nas operações industriais. Contudo, os reservatórios móveis de PCBs (isto é, os reservatórios capazes de transportar estas substâncias entre compartimentos ambientais) persistem no meio ambiente, ao lado de reservatórios imóveis, os quais são ainda maiores. Estes incluem os materiais que contêm PCBs ainda em uso, além de materiais descartados em aterros e lixões. O principal fator que poderá afetar a liberação de PCBs a partir destas fontes serão as normas para controle da armazenagem e disposição final destas substâncias.

14-2 SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS DA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos define um resíduo como perigoso segundo dois critérios (40 CFR* 260): (1) a presença do resíduo em uma lista compilada pela agência e (2) as evidências de que ele seja combustível, corrosivo, reativo ou tóxico.

A lista de resíduos perigosos inclui solventes halogenados ou não halogenados utilizados, banhos de galvanização e lodos resultantes do tratamento de efluentes industriais, além dos subprodutos do processo de destilação, como frações pesadas (produtos de fundo) ou leves (produtos de topo), das colunas de destilação, ou qualquer corrente lateral que não apresente interesse comercial.

Alguns produtos comerciais também são listados como resíduos perigosos no momento do descarte. Estes incluem resíduos “agudamente perigosos”, como o ácido arsênico e os cianetos, além de uma variedade de pesticidas e sobras de compostos tóxicos conhecidos, como o benzeno, o tolueno e os fenóis.

*CFR é a sigla de *Code of Federal Regulations*, uma espécie de índice de leis dos Estados Unidos. O primeiro número indica o volume e o segundo indica o parágrafo que expressa a regulamentação.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos designa cinco categorias de resíduos perigosos, cada qual com seu próprio prefixo. Os resíduos têm um número de identificação exclusivo, denominado **código de resíduo perigoso**. As cinco categorias são apresentadas abaixo:

1. Categoria F, inclui tipos específicos de resíduos gerados por fontes não específicas, como solventes halogenados e não halogenados, lodos de banhos de galvanização, soluções de cianetos de banhos metálicos. A lista para esta categoria é composta por 28 resíduos.
2. Categoria K, composta por tipos específicos de fontes específicas, como resíduos de fornos (da produção de pigmentos verdes à base de óxido de cromo), de lamas resultantes do processo de tratamento de salmouras utilizadas nos processos de produção de cloro em células de mercúrio, nos quais não se utiliza salmoura pré-purificada. Existem 111 tipos de resíduos nesta lista.
3. Categoria P, formada por qualquer produto ou intermediário químico comercial ou fora de especificação identificado como resíduo perigoso agudo, como o cianeto de prata-potássio, o toxafeno e o óxido de arsênico. Nesta lista são relacionados 203 tipos de resíduos.
4. Categoria U, formada por qualquer produto ou intermediário químico comercial ou fora de especificação identificado como resíduo perigoso, como o xileno, o DDT e o tetracloreto de carbono. Esta categoria tem, aproximadamente, 450 tipos de resíduos.
5. Categoria D, a qual inclui resíduos típicos, não especificamente identificados em outras categorias, que apresentam características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade ou toxicidade.

Os resíduos presentes em uma das categorias especificadas nos itens 1 a 4 são denominados **resíduos listados**. Aqueles que são considerados perigosos por conta de suas propriedades gerais são denominados **resíduos característicos**. As características relativas à inflamabilidade, corrosividade e reatividade são representadas pela sigla ICR. Já às características relativas à toxicidade são representadas pela sigla TC.

A Figura 14-3 mostra um fluxograma utilizado para a caracterização de um resíduo como perigoso, segundo as definições adotadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Os resíduos que não estão incluídos nas regulamentações dadas na Lei de Recuperação e Conservação de Recursos (RCRA), como os efluentes domésticos, certos materiais nucleares, resíduos sólidos domésticos (materiais tóxicos e perigosos), são especialmente importantes. Quantidades pequenas (menores do que $100 \text{ kg} \cdot \text{mês}^{-1}$) não são contempladas nestas regulamentações. Porém, isso não significa que estes resíduos não sejam objeto de outras regulamentações. Na verdade, eles são tratados em outras normas e, portanto, não precisam ser regulamentados pela RCRA.

Alguns grupos de resíduos não são contemplados pela RCRA, embora sejam considerados perigosos, como as PCBs e o amianto, os quais estão previstos na Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (*Toxic Substances Control Act*, TSCA).

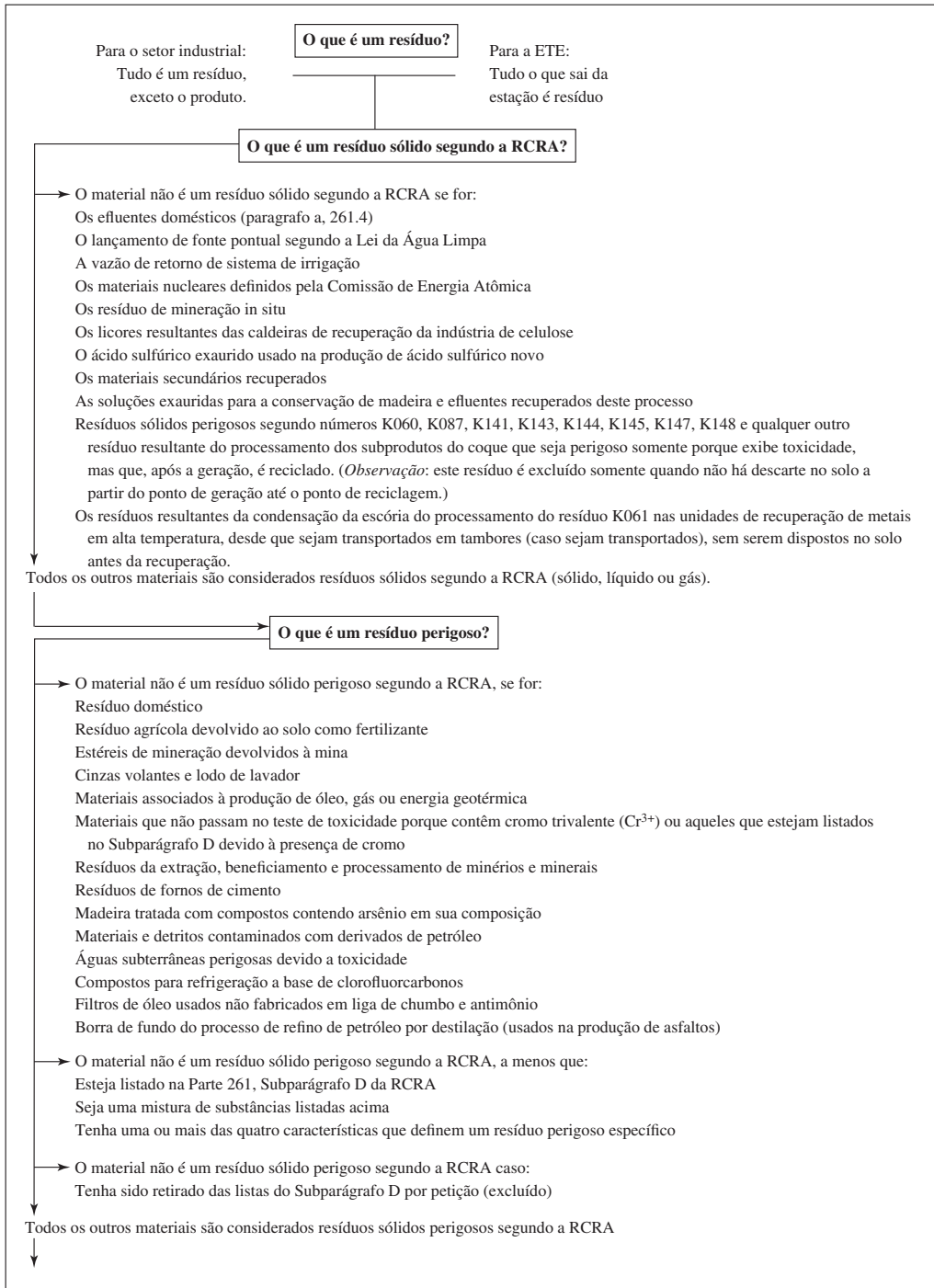
14-3 A RCRA E A HSWA

As ações do Congresso norte-americano sobre os resíduos perigosos

Em 1976 o Congresso dos Estados Unidos aprovou o Decreto para Recuperação e Conservação de Recursos (RCRA), o qual orienta a Agência de Proteção Ambiental daquele país a estabelecer regulamentações para resíduos perigosos. A RCRA recebeu uma emenda em 1984, denominada Emenda sobre Resíduos Sólidos e Perigosos (*Hazardous and Solid Waste Amendments*, HSWA). A RCRA e a HSWA foram promulgadas para regulamentar a geração e o descarte de resíduos perigosos, mas não tratavam de locais de descarte abandonados ou contaminados por vazamentos. A Lei Abrangente de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, CERCLA), informalmente denominado Superfundo, do inglês *Superfund*, foi aprovada em 1980 para tratar destes problemas. A Lei de Emendas e Reautorização do *Superfund* (*Superfund Amendments and Reauthorization Act*, SARA) de 1986 estendeu as cláusulas da CERCLA. As seções abaixo discutem os detalhes destas legislações.

O conceito “do berço ao túmulo”

O sistema de gestão de resíduos desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, informalmente denominado sistema “do berço ao túmulo”, é uma tentativa de acompanhar os resíduos perigosos desde a sua geração (berço) até o ponto de descarte final (túmulo). O sistema

**FIGURA 14-3** Diagrama esquemático para verificar se um resíduo é perigoso.

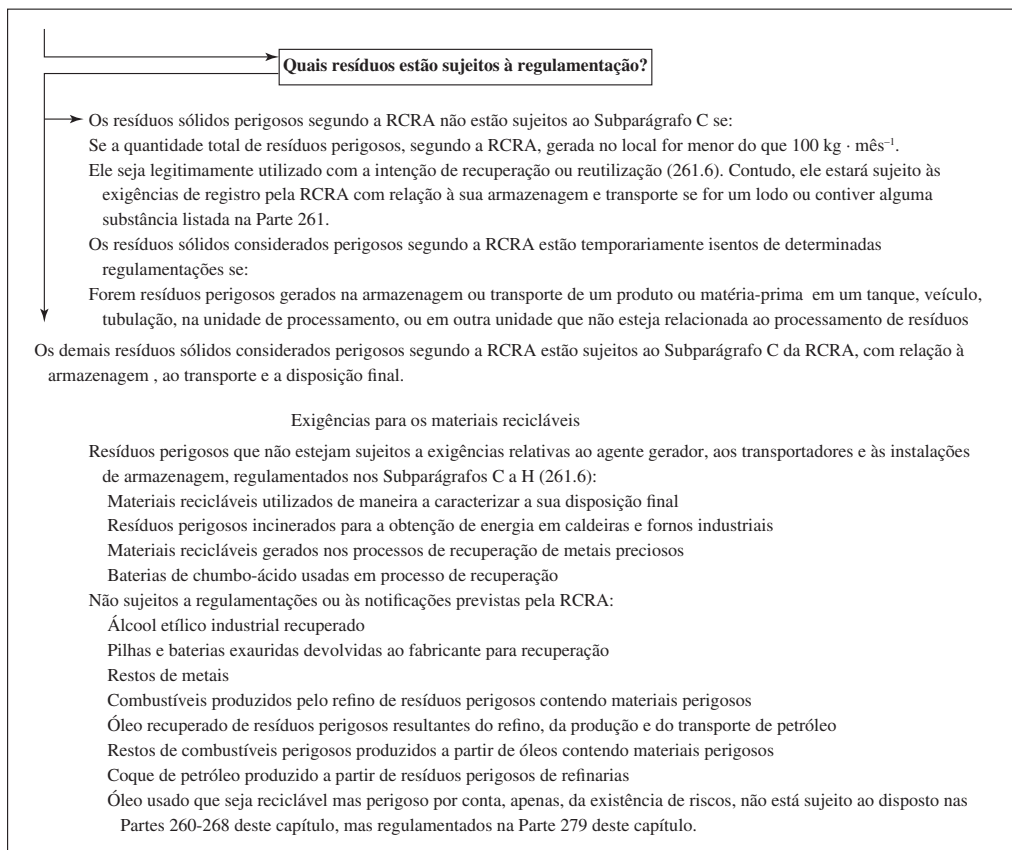


FIGURA 14-3 Continuação.

exige que os agentes geradores anexem um **manifesto** (uma lista com a indicação do conteúdo do resíduo), referente à carga de resíduos perigosos que será disposta. Este procedimento foi concebido para garantir que os resíduos serão destinados e, efetivamente, cheguem ao local de disposição permitido.

No Brasil, os resíduos sólidos, inclusive perigosos, devem ser gerenciados de acordo com as normas publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Normas Brasileiras (NBR), que atualmente são quatro:

- ABNT NBR 10.004: 2004 – Resíduos sólidos – Classificação;
- ABNT NBR 10.005: 2004 – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos;
- ABNT NBR 10.006: 2004 – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos;
- ABNT NBR 10.007: 2004 – Amostragem de resíduos sólidos.

A partir da classificação obtida, os resíduos sólidos deverão ser gerenciados de acordo com os procedimentos que atendam aos requisitos legais aplicáveis.

As exigências para o agente gerador

Os agentes geradores de resíduos perigosos são o primeiro elo na cadeia do berço ao túmulo utilizada para a gestão de resíduos perigosos definida pela RCRA. Os agentes geradores de mais de

100 kg de resíduos perigosos ou de mais de 1 kg de resíduos perigosos agudos, em base mensal, precisam (salvo poucas exceções) atender a todos os critérios definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA, 1986):

1. Obter um número de identificação junto à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.
2. Responsabilizar-se pelos resíduos perigosos antes do transporte.
3. Apresentar a declaração de resíduos perigosos.
4. Manter registros e apresentação de relatórios relativos aos resíduos gerados.

A agência americana de proteção ambiental atribui um único número de identificação para cada agente gerador. Sem ele, o agente não consegue tratar, armazenar, descartar, transportar ou despachar qualquer resíduo perigoso. Além disso, ele está proibido de contratar empresas transportadoras, de tratamento, de armazenagem e de disposição final sem o número de identificação concedido pela agência para lidar com os resíduos que produz.

As normas sobre o condicionamento dos resíduos perigosos são definidas para garantir o seu transporte de forma segura, desde a geração até a disposição final. Ao desenvolver estas normas, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos adotou as orientações dadas pelo Departamento de Transporte para a movimentação de resíduos perigosos em vias públicas (49 CFR Partes 172, 173, 178 e 179).

Além de adotar as normas definidas pelo Departamento de Transporte dos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental daquele país desenvolveu normas para o armazenamento de resíduos antes do transporte. O agente gerador pode armazenar resíduos no local por no máximo 90 dias, desde que sejam armazenados corretamente, que exista um plano de emergência e que as pessoas envolvidas sejam treinadas para manusear esses resíduos.

O período de 90 dias permite ao agente gerador coletar quantidade suficiente de resíduos no sentido de reduzir custos, isto é, em vez de pagar pelo transporte de diversas cargas pequenas, os resíduos podem ser acumulados até que seja acumulada uma quantidade suficiente para um único transporte. Se o agente gerador acumular resíduos por mais de 90 dias no local de geração, ele passa a ser considerado um operador de armazenamento e, portanto, precisa atender às exigências específicas para a atividade.

A declaração de resíduos perigosos é o principal elemento na gestão de resíduos pelo conceito berço ao túmulo (Figura 14-4). É mediante esta declaração que os agentes geradores acompanham a movimentação dos resíduos que produzem, desde o ponto de geração até a sua disposição final, passando pelas etapas de tratamento e armazenagem.

A HSWA exige que as declarações de resíduos comprovem que o agente tenha um programa de redução de volume e de toxicidade dos resíduos, dentro de limites práticos, conforme definidos pelo próprio agente e que os métodos de tratamento, armazenagem e disposição (*treatment, storage and disposal*, TSD) sejam os mais eficientes possíveis no sentido de reduzir o risco à saúde humana ou ao meio ambiente.

A declaração faz parte de um sistema de acompanhamento controlado. Toda vez que o resíduo é transferido a declaração precisa ser assinada pelos representantes dos transportadores e das unidades envolvidas para acusar o recebimento. Uma cópia da declaração é mantida por cada agente na cadeia de transporte. Assim que o resíduo for entregue no seu destino, o proprietário ou o operador da unidade envia uma cópia da declaração para o agente gerador. Este sistema garante que o agente gerador tenha como provar que o resíduo perigoso produzido chegou a seu destino final. No Estado de São Paulo a Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), exige o Certificado de Movimentação de Resíduos de Interesse Ambiental (CADRI), cuja finalidade é similar à declaração exigida para a movimentação de resíduos nos Estados Unidos da América.

Caso transcorram 35 dias da data em que o resíduo foi aceito pelo primeiro transportador sem que o agente gerador tenha recebido a cópia da declaração assinada pelo responsável pela unidade de disposição do resíduo, será necessário fazer o rastreamento da carga de resíduos para estabelecer a sua localização. Se esta situação se estender por mais de 45 dias após o despacho do resíduo, o agente gerador deverá preparar um relatório especial.

A manutenção de registros pelos agentes geradores permite que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e as unidades federativas daquele país acompanhem as quantidades e a movimentação dos resíduos perigosos.

Please print or type. (Form designed for use on elite (12-pitch) typewriter.) Form Approved. OMB No. 2000-0404. Expires 7-31-86

UNIFORM HAZARDOUS WASTE MANIFEST		1. Generator's US EPA ID No.		Manifest Document No.		2. Page 1 of		Information in the shaded areas is not required by Federal law.					
3. Generator's Name and Mailing Address						A. State Manifest Document Number							
4. Generator's Phone ()						B. State Generator's ID							
5. Transporter 1 Company Name				6. US EPA ID Number		C. State Transporter's ID							
7. Transporter 2 Company Name				8. US EPA ID Number		D. Transporter's Phone							
9. Designated Facility Name and Site Address				10. US EPA ID Number		E. State Transporter's ID							
						F. Transporter's Phone							
						G. State Facility's ID							
						H. Facility's Phone							
11. US DOT Description (Including Proper Shipping Name, Hazard Class, and ID Number)						12. Containers		13. Total Quantity		14. Unit Wt/Vol		15. Waste No.	
						No. Type							
a.													
b.													
c.													
d.													
J. Additional Descriptions for Materials Listed Above						K. Handling Codes for Wastes Listed Above							
15. Special Handling Instructions and Additional Information													
16. GENERATOR'S CERTIFICATION: I hereby declare that the contents of this consignment are fully and accurately described above by proper shipping name and are classed, packed, marked, and labeled, and are in all respects in proper condition for transport by highway according to applicable international and national government regulations. Unless I am a small quantity generator who has been exempted by statute or regulation from the duty to make a waste minimization certification under Section 3002(b) of RCRA, I also certify that I have a program in place to reduce the volume and toxicity of waste generated to the degree I have determined to be economically practicable and I have selected the method of treatment, storage, or disposal currently available to me which minimizes the present and future threat to human health and the environment.													
Printed/Typed Name						Signature						Month Day Year	
17. Transporter 1 Acknowledgement of Receipt of Materials													
Printed/Typed Name						Signature						Month Day Year	
18. Transporter 2 Acknowledgement of Receipt of Materials													
Printed/Typed Name						Signature						Month Day Year	
19. Discrepancy Indication Space													
20. Facility Owner or Operator: Certification of receipt of hazardous materials covered by this manifest except as noted in Item 19.													
Printed/Typed Name						Signature						Month Day Year	

EPA Form 8700-22 (Rev. 4-85) Previous edition is obsolete.

FIGURA 14-4 Manifesto padronizado para resíduos perigosos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Normas de transporte

As empresas transportadoras de resíduos perigosos são o elo principal entre o agente gerador e o processo de tratamento, armazenagem ou disposição final de resíduos perigosos. As normas para o transporte de resíduos perigosos foram elaboradas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos em parceria com o Departamento de Transportes, com o objetivo de evitar exigências conflitantes (U.S. EPA, 1986). Embora essas normas estejam integradas, elas não são definidas pela mesma lei. Uma empresa transportadora precisa atender às exigências definidas na Lei de Transporte de Materiais Perigosos (49 CFR 171-179) e na 40 CFR Parte 263 (Subparágrafo C da RCRA). Mesmo nos casos em que o agente gerador e as empresas transportadoras atendam a todas as normas estabelecidas, o transporte de resíduos perigosos envolve riscos, como os de acidentes de trânsito, por exemplo. Para minimizar estes riscos, é exigido que as transportadoras tomem todas as providências imediatas e possíveis para proteger a saúde humana e o meio ambiente na

ocorrência de vazamentos, entre as quais a notificação das autoridades locais e a construção de diques de contenção na área do acidente.

As normas também atribuem autoridade aos agentes públicos para resolver os problemas associados a acidentes de trânsito envolvendo o transporte de resíduos perigosos. Isto é, se um agente público federal, estadual ou municipal entender que a remoção imediata de resíduos perigosos derramados é essencial como medida de proteção à saúde humana e ao meio ambiente, ele pode autorizar a remoção por uma empresa transportadora que não tenha o número de identificação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Esta operação também pode ser realizada na ausência de declaração assinada pelas partes envolvidas.

Exigências relativas ao tratamento, à armazenagem e à disposição final

As unidades de **tratamento, armazenagem e disposição final** formam o último elo do sistema de gestão de resíduos do berço ao túmulo. Estas unidades precisam obter permissão especial para manusear resíduos perigosos. Além disso, elas devem obedecer a todas as normas definidas para estas atividades, as quais estabelecem padrões de desempenho para a minimização da liberação de resíduos perigosos no meio ambiente.

Uma unidade de tratamento, armazenagem e disposição final realiza uma ou mais das seguintes funções (U.S. EPA, 1986):

1. **Tratamento:** inclui qualquer método, técnica e processo, incluindo a neutralização, concebidos para alterar as características físicas, químicas ou biológicas e a composição de resíduos perigosos para neutralizá-lo, recuperá-lo, eliminar os riscos associados, aumentar a segurança durante o transporte, armazenamento e disposição final, além de facilitar a redução de volume.
2. **Armazenagem:** envolve a retenção de um resíduo perigoso por determinado período de tempo, após o qual ele é tratado, disposto ou armazenado em outro local.
3. **Disposição:** compreende o despejo, o depósito, o bombeamento, ou o lançamento de resíduos sólidos ou perigosos no solo ou em corpos hídricos de forma que seus componentes tenham potencial de ser incorporados ao meio ambiente ou ser liberados para atmosfera ou descartados nos corpos d'água, inclusive subterrâneas.

A lei estabelece os critérios técnicos e administrativos para a gestão de resíduos perigosos.

A finalidade dos critérios administrativos é garantir que os proprietários e operadores de unidades de tratamento, armazenagem e disposição de resíduos sólidos perigosos desenvolvam os procedimentos necessários à correta operação do sistema e enfrentar emergências e acidentes com rapidez e eficiência. Estes critérios abrangem as áreas apresentadas na tabela abaixo:

Subseção	Assunto
A	Quem está sujeito às regulamentações
B	Padrões gerais da unidade
	Análise de resíduos, segurança, inspeções, treinamento
	Presença de resíduos inflamáveis, reativos ou incompatíveis
	Padrões de localização (instalações autorizadas)
C	Preparação e prevenção
D	Planos de contingência e procedimentos de emergência
E	Sistema de declaração (manifesto), manutenção de registros e preparação de relatórios

O objetivo dos critérios técnicos é minimizar o potencial de risco decorrente do tratamento, da armazenagem e da disposição de resíduos em unidades existentes que ainda não possuam a licença de operação. Existem dois grupos de critérios: os padrões gerais, que são válidos para vários tipos de instalações e os padrões específicos, que se aplicam a um método de gerenciamento de resíduos.

Os padrões gerais abrangem três áreas:

1. Requisitos para monitoramento de águas subterrâneas
2. Requisitos para desativação e procedimentos subsequentes
3. Requisitos financeiros

O monitoramento de águas subterrâneas é exigido apenas de proprietários ou operadores de barragens de resíduos, unidades de tratamento em solo, ou de pilhas de resíduos utilizadas na gestão de resíduos perigosos. A finalidade destes critérios é avaliar o efeito da instalação sobre a qualidade da água subterrânea no local. Este monitoramento precisa ser conduzido durante o toda a vida útil da unidade, exceto nas unidades de disposição no solo, nas quais o monitoramento deve se estender por até 30 anos após a desativação da unidade.

O programa de monitoramento de águas subterrâneas delineado nas normas exige a implantação de um sistema de monitoramento com quatro poços: um a montante da unidade de gestão de resíduos, três a jusante, considerando-se o gradiente hidráulico. Os poços a jusante devem ser construídos de maneira a interceptar qualquer contaminante que possa migrar da unidade. O poço a montante é utilizado para obtenção de dados sobre a qualidade da água subterrânea que não está sob a influência da unidade de gerenciamento de resíduos (denominados dados de referência). Se os poços forem construídos nos locais certos, a comparação dos dados obtidos a montante e a jusante indicará se está ocorrendo contaminação das águas subterrâneas.

O proprietário ou o operador monitora os poços por um ano, com o objetivo de estabelecer as concentrações de referência de compostos químicos importantes. Estes dados serão essenciais nas comparações futuras. Existem três conjuntos de parâmetros para os quais as concentrações de referência são definidas: água potável, água subterrânea e contaminação de águas subterrâneas.

A desativação ocorre quando a capacidade do local foi esgotada. Os proprietários e operadores das unidades de tratamento finalizam as operações de armazenagem, tratamento e disposição de resíduos, aplicam a cobertura final do aterro e dispõem ou descontaminam os equipamentos, as estruturas e o solo. O período de pós-desativação, o qual precisa ser observado apenas para as unidades de disposição final, compreende os 30 anos após o encerramento das atividades no local, durante os quais os proprietários ou os operadores realizam o monitoramento e a atividades de manutenção da unidade. O objetivo é preservar a integridade do sistema de disposição.

Vários critérios são utilizados na concessão de recursos financeiros para o pagamento das despesas relativas à desativação de uma unidade e à sua manutenção durante a pós-desativação. Estes recursos também são usados para pagar indenizações a terceiros por prejuízo à saúde ou dano material causados por acidentes associados à operação da unidade (os estados e o governo federal dos Estados Unidos estão isentos de obrigações relativas a esses critérios). Existem dois tipos de critérios financeiros: o seguro para a desativação e a pós-desativação e a responsabilidade pela cobertura de danos à saúde e à propriedade.

A proibição do uso do solo. A HSWA expandiu o escopo da RCRA. A lei foi criada, sobretudo, em resposta às crescentes preocupações da sociedade acerca da segurança dos métodos de disposição de resíduos perigosos, especialmente no solo. A seção 3004 da HSWA define as proibições relativas à disposição de resíduos específicos, normalmente denominadas **restrições ao uso do solo**. Conforme exigido na seção 3004(m), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabelece os níveis ou os métodos de tratamento capazes de reduzir, de forma significativa, a migração de constituintes perigosos presentes nos resíduos, minimizando os riscos para a saúde humana e o meio ambiente no curto e longo prazos. Em 18/9/1994, os Padrões Universais de Tratamento (*Universal Treatment Standards*, UTS) foram publicados pela agência no sentido melhorar a dinâmica do processo (59 FR 47980, 1994).

Tanques subterrâneos de armazenagem

Os sistemas baseados em **tanques subterrâneos de armazenagem** (TSA), incluem tanques especialmente projetados, as tubulações associadas, equipamentos subterrâneos auxiliares e um sistema de contenção. Em 23/9/1988, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos promulgou as regras para a utilização desses sistemas (Bair, 1989).

As normas aprovadas consideraram algumas exceções:

- TSA para resíduos perigosos.
- Unidades regulamentadas de tratamento de efluentes.
- Qualquer equipamento ou maquinário que contenha substâncias controladas para finalidades operacionais (como tanques de recalque e tanques de equipamentos elétricos).
- TSA com menos de 41,5 L.

- TSA que contenha concentrações desprezíveis de substâncias controladas.
- Qualquer sistema de controle de derramamento ou extravasamento que seja esvaziado rapidamente após o uso.

Todos os sistemas baseados em TSA precisam contar com proteção contra a corrosão. Esta proteção é fornecida por estruturas específicas, construídas em plástico reforçado com fibra de vidro, plástico composto com aço e fibra de vidro ou tanque de aço com proteção catódica. Os sistemas de proteção catódica precisam ser testados e ajustados periodicamente. Os proprietários e operadores das unidades têm a responsabilidade de instalar os equipamentos de prevenção a vazamentos e extravasamentos, além de obter um certificado de que a instalação atendeu às normas específicas.

Um sistema de detecção de vazamentos é obrigatório em todas as unidades de que utilizam TSA. Contudo, algumas unidades estão sujeitas a exigências específicas. Por exemplo, um sistema de transporte pressurizado deve contar com um detector de vazamentos em linha e um teste anual de vazamentos. Todos os sistemas baseados em TSA novos ou reformados que armazenem substâncias perigosas são complementados com um sistema de contenção de emergência monitorado a intervalos regulares.

Na ocorrência de vazamentos, os proprietários e operadores precisam realizar as ações corretivas necessárias, como a mitigação de riscos relativos à segurança e à ocorrência de incêndios, a remoção de solo e itens livres e a avaliação de ações suplementares necessárias. A exemplo de outras situações que envolvem a remediação, um plano de ações corretivas é necessário para a implantação de operações de descontaminação de solo contaminado e de estoques de águas subterrâneas no longo prazo.

14-4 A CERCLA E A SARA

A lei que criou o Superfundo

A Lei Abrangente de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, CERCLA) e a Lei de Emendas e Reautorização do Superfund (*Supearfund Amendments and Reauthorization Act*, SARA) de 1980, mais conhecidas como *Superfundo* adquiriram o status de legislação federal com o objetivo de “deliberar sobre as responsabilidades, as compensações, as medidas de descontaminação, as respostas emergenciais ante um cenário de liberação de substâncias perigosas no meio ambiente e a descontaminação de áreas utilizadas para a disposição de resíduos perigosos desativadas”. A CERCLA foi concebida para conferir à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos a autoridade e os recursos necessários para as atividades citadas e para reagir a situações de emergência associadas a resíduos perigosos. A lei prevê mecanismos de resposta e cumprimento das regulamentações. As quatro principais disposições constantes na lei são:

1. Um fundo financeiro, denominado *Superfundo*, para cobrir as despesas de estudos e planos de remediação nos locais cujos agentes responsáveis não são encontrados ou não estão dispostos a pagar pelos custos associados.
2. Uma lista de locais utilizados para a disposição de resíduos perigosos abandonados ou desativados com prioridade para descontaminação (Lista Nacional de Áreas Prioritárias).
3. Um mecanismo de ação para áreas abandonadas ou desativadas, plano nacional de contingência.
4. Um mecanismo de responsabilização pela descontaminação.

O superfundo foi criado com recursos advindos de impostos sobre as empresas produtoras e importadoras de petróleo e outros 42 compostos químicos básicos. Em seus cinco primeiros anos de existência, o Superfundo arrecadou cerca de \$1,6 bilhão, 86% dos quais foram oriundos da indústria. O restante foi gerado por multas arrecadadas pelo governo federal. Em 1986 a SARA aumentou a quantidade de recursos financeiros disponibilizados para a remediação de áreas contaminadas que se encaixavam nos critérios definidos para enquadramento no Superfundo. A quantia arrecadada subiu para \$8,6 bilhões em um período de cinco anos, resultado da taxa de derivados de petróleo (\$2,75 bilhões) e da tributação de empresas (\$2,5 bilhões) e de compostos químicos básicos (\$1,4 bilhão). O restante veio de receitas diversas.

A Lista Nacional de Áreas Prioritárias

A **Lista Nacional de Áreas Prioritárias** (*National Priority List*, NPL) é uma ferramenta utilizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para identificar os locais que apresentam riscos expressivos para a saúde pública e/ou para o meio ambiente e possam se beneficiar com os recursos do Superfundo. Publicada pela primeira vez em 1982, a lista é atualizada três vezes ao ano. Em janeiro de 2012, ela contava com 1298 áreas (U.S. EPA, 2012).

A primeira lista foi formulada com base em procedimentos de notificação e fontes de informação existentes. A partir daí, foi criado um sistema de classificação numérica de perigo. Áreas classificadas como altamente perigosas são incluídas na lista. As áreas relacionadas são elegíveis para receber verbas do Superfundo. Aquelas áreas que são classificadas como de baixa periculosidade não são candidatas para receber os recursos do Superfundo.

Sistema de classificação de risco

O **sistema de classificação de risco** (*Hazard Ranking System*, HRS) é um procedimento utilizado para classificação das áreas utilizadas para a disposição de resíduos sólidos perigosos não controladas. A classificação é feita com base na ameaça potencial dos contaminantes presentes, rota de liberação, características e quantidade das substâncias e o grupo ou compartimento ambiental potencialmente exposto. Esta metodologia permite obter estimativas quantitativas que representem os riscos relativos à uma área utilizada para disposição de resíduos sólidos, levando em consideração o potencial de exposição de seres humanos e do meio ambiente a estas substâncias. A classificação considera a probabilidade de contaminação de águas subterrâneas, águas superficiais, solo e ar no local. Os padrões de migração de contaminantes em águas subterrâneas e no ar são avaliados com base no potencial de ingestão e de inalação, respectivamente. As rotas de exposição pelo solo e migração pela água superficial são avaliadas considerando-se múltiplas formas de assimilação dos contaminantes. A avaliação da exposição pelos termos é feita considerando-se: (1) o consumo de água potável; (2) a cadeia alimentar; e (3) o contato com os resíduos perigosos no meio ambiente. Dois componentes de migração são considerados na análise da exposição: a migração de contaminantes do solo para a água na ocorrência de inundações e a migração de contaminantes das águas subterrâneas para as águas superficiais. A análise do solo é feita para a avaliação do potencial de exposição das populações do local e das vizinhanças aos resíduos perigosos (Wentz, 1989; o CFR 300).

O uso de sistemas de classificação de risco exige informações confiáveis sobre as áreas contaminadas e vizinhas, as substâncias perigosas presentes e a geologia dos aquíferos e camadas intermediárias. Os principais fatores que influenciam a classificação de risco são a proximidade do local utilizado para a disposição de resíduos perigoso de uma área densamente povoada ou de uma fonte de água potável, além da quantidade e da toxicidade das substâncias perigosas presentes. Contudo, esta metodologia tem recebido algumas críticas pelas seguintes razões:

1. Existe uma maior tendência para priorização dos riscos à saúde humana, com pouca probabilidade de um local receber uma pontuação elevada se a ameaça ou o risco se limitar ao meio ambiente..
2. Em função da maior ênfase dada aos riscos para a saúde humana, existe uma maior tendência para priorização de áreas afetadas mais populosas.
3. A rota de migração resultante das emissões atmosféricas deve ser documentada por uma liberação real, enquanto esta documentação não é necessária para as rotas de liberação pela água subterrânea ou superficial.
4. A classificação atribuída à da toxicidade e persistência dos contaminantes pode ser baseada na capacidade do seu confinamento no local utilizado para disposição, a qual não tem relação direta com a liberação potencial ou real de um contaminante tóxico.
5. Uma classificação elevada para determinada rota pode ser contrabalançada por classificações baixas para outras rotas.
6. A ponderação utilizada para a classificação da rota de exposição tende a minimizar a relevância de uma área que tenha apenas um aspecto perigoso, mesmo quando este represente uma ameaça extrema para a saúde humana e o meio ambiente.

Os valores utilizados para a classificação dos riscos variam de 0 a 100, para um risco desprezível e para o risco máximo, respectivamente. Exceções são feitas durante a classificação

das áreas prioritárias no sentido de atender a uma exigência específica prevista na CERCLA, a qual define que uma área designada como prioritária por um estado deve ser incluída na Lista Nacional de Áreas Prioritárias.

O plano nacional de contingenciamento

O **plano nacional de contingenciamento** (PNC) detalha o direcionamento para as ações a serem adotadas em um local utilizado para a disposição de resíduos perigosos, incluindo uma avaliação inicial para verificar a existência de uma ameaça ou emergência iminente, a criação de ações para o atendimento de emergências e um método para a classificação de riscos, além de estabelecer prioridades para as ações futuras. Quando forem obtidas evidências de que uma área apresenta risco potencial para o meio ambiente, torna-se necessária a realização de um estudo detalhado (O'Brien e Gere, 1988; 40 CFR 400.300).

O PNC descreve as etapas necessárias para uma avaliação detalhada dos riscos associados a uma área utilizada para disposição de resíduos perigosos. Esta avaliação é denominada **avaliação para remediação** (AR). O processo para selecionar um procedimento de remediação adequado é denominado de **estudo de viabilidade** (EV). A avaliação para remediação e o estudo de viabilidade são, normalmente, combinados em uma medida única, chamada de avaliação de remediação/estudo de viabilidade (AR/EV). Os detalhes de um AR/EV são estabelecidos em um plano de trabalho por escrito, que precisa ser aprovado, antes de sua adoção, pelas agências federais e estaduais envolvidas.

A avaliação para remediação envolve o desenvolvimento de planos detalhados sobre os aspectos seguintes:

1. A *caracterização do local*, a qual compreende uma descrição das amostragens hidrogeológicas e geofísicas, além dos procedimentos analíticos utilizados para descobrir a natureza e a extensão dos materiais designados como resíduos, as características físicas do local e os receptores afetados pelos resíduos descartados.
2. O *controle de qualidade*, o qual inclui as orientações para garantir que todos os dados coletados durante a caracterização sejam válidos e precisos.
3. A *saúde e a segurança*, as quais incluem procedimentos para a proteção e a segurança das pessoas que trabalham no local e realizam a caracterização do local.

As atividades de AR e a avaliação dos dados obtidos são denominadas **avaliação de risco**, ou estimativa do grau de perigo. O relatório da investigação de remediação descreve o processo de avaliação.

O relatório de avaliação de remediação serve de base para o estudo de viabilidade, o qual avalia as opções de remediação disponíveis. Os critérios de revisão envolvem a proteção à saúde humana e ao meio ambiente, a concordância com as normas aplicáveis ou relevantes, a efetividade no curto e no longo prazo, a capacidade de implantação técnica e administrativa, os custos, a aceitação em nível de estado e de comunidade e a redução da toxicidade, da mobilidade e do volume de contaminantes. As opções de remediação identificadas devem reduzir os riscos no local utilizado para a disposição de resíduos perigosos a níveis aceitáveis. De modo geral, adota-se como alternativa a opção que concilie esta capacidade e o menor custo. Os resultados do estudo de viabilidade são apresentados na forma de um relatório, chamado de **registro de decisão** (*record of decision*, ROD), que serve de base para o projeto da alternativa selecionada.

Um dos aspectos essenciais do PNC é a especificação do grau de descontaminação a ser adotado de acordo com vários critérios, entre os quais o nível de perigos para a saúde e o bem-estar da população afetada e do meio ambiente. Logo, graus de remediação predefinidos não são aceitos, isto é, a remediação é determinada para cada local segundo as características próprias dele. O que é aceitável em um local não necessariamente é aceitável em outro.

Após a finalização e a aprovação do AR/EV, os planos e as especificações do método de remediação escolhido são iniciados. Esta etapa é denominada **projeto de remediação** (PR). O processo é encerrado com a construção e realização das atividades afins segundo os planos e as especificações.

Responsabilidade

Talvez a diretriz mais abrangente da CERCLA que conseguiu resistir aos questionamentos judiciais é a definição de um *regime de responsabilidade compartilhada* na remediação de uma área definida como prioritária. As **partes potencialmente responsáveis** (PPRs), identificadas pela

Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, incluem os agentes geradores dos resíduos, os proprietários atuais e antigos das unidades utilizadas para armazenamento, tratamento e disposição de resíduos perigosos e os indivíduos ou empresas que aceitaram realizar o transporte destes resíduos e escolheram o local. As PPRs têm responsabilidade objetiva, isto é, responsabilidade sem aferição de culpa. Atenção ou negligência, boa ou má fé, conhecimento ou ignorância não podem ser invocados como estratégia de defesa. O Congresso dos Estados Unidos previu, corretamente, que haveria casos em que as PPRs contestariam as acusações que lhes são feitas acerca do problema e, portanto, não se mostram prontas para compartilhar os custos da responsabilidade. O critério de responsabilidade limitada objetiva entende que as PPRs são imputáveis mesmo nos casos em que o método de descarte esteve de acordo com os padrões, leis e práticas vigentes no momento do descarte. Dito de outro modo, a CERCLA é um estatuto que privilegia o conceito de “pague agora, conteste depois” (O’Brien e Gere, 1988).

Embora a linguagem específica à responsabilidade conjunta tenha sido retirada da CERCLA, os tribunais interpretam a lei como se estes termos tivessem permanecido. Isto significa que, se uma PPR contribuiu com resíduos em um local, ela pode ser considerada responsável pelos custos associados à sua descontaminação. Este conceito foi reforçado pela SARA. Se a PPR se recusar a pagar, o governo federal dos Estados Unidos pode processá-la para recuperar os custos. Ações como estas foram bem-sucedidas. Houve casos em que as partes responsáveis não providenciaram a descontaminação e não apresentaram razão plausível para tal e tiveram de pagar multa equivalente a três vezes os custos da remediação.

Lei de Emendas e Nova Promulgação do “Superfundo”

A SARA consolidou e fortaleceu muitas das diretrizes e conceitos presentes na CERCLA. Nela, o Congresso dos Estados Unidos expressou uma preferência clara, não uma exigência, por alternativas de remediação como a incineração ou o tratamento químico, os quais devem ser capazes de eliminar os fatores que tornam um resíduo perigoso, em vez de simplesmente transferi-lo para outro local ou propiciar um grau de contenção adequado no sítio em que ele se encontra no momento.

Outro aspecto importante previsto na SARA é que o nível de descontaminação deve estar de acordo com os **critérios válidos ou relevantes e apropriados**. Estes critérios incluem padrões ambientais contemplados em outros programas, além da CERCLA e da SARA. Por exemplo, se um estado da federação tem normas específicas sobre as emissões atmosféricas de incineradores, a descontaminação com recursos do Superfundo baseada na incineração deve atender aos padrões válidos. Além disso, se um critério semelhante surge como mais relevante ou apropriado, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos decide sobre a validade dele. Por exemplo, caso os tambores encontrados em um local utilizado para a disposição de resíduos perigosos não controlado contenham substâncias que se encaixem na descrição de solventes utilizados F001-F005, os padrões universais de tratamento (*universal treatment standards*, UTS) de resíduos definidos pela RCRA podem ser considerados relevantes e apropriados, mesmo nos casos em que não há indícios específicos sobre a origem dos resíduos.

A SARA fortalece a necessidade de considerar os danos materiais a recursos naturais, sobretudo os danos observados longe do local de geração de resíduos. A CERCLA também exige a observação dessa necessidade, mas são poucos os locais que incluíram este fator na prática. A SARA estabelece um mecanismo para incluir a questão nas investigações e atividades de remediação futuras.

O parágrafo III. A SARA trouxe uma contribuição importante para as resoluções previstas na CERCLA. Esta contribuição é descrita no parágrafo III — o direito à informação sobre planos emergenciais. Segundo as estipulações sobre o planejamento emergencial, as unidades que tratam volumes de substâncias perigosas que ultrapassem as **quantidades máximas para planejamento** precisam notificar a defesa civil estadual. Além disso, as comunidades precisam criar comitês locais de planejamento emergencial incumbidos de desenvolver um plano de resposta emergencial com enfoque químico. Este plano inclui a identificação de instalações regulamentadas, as opções de resposta emergencial, os procedimentos de notificação, os programas de treinamento e as estratégias de evacuação na ocorrência de liberação de contaminantes químicos.

Os administradores de uma unidade precisam notificar a defesa civil na ocorrência de liberação, ainda que acidentalmente, de quantidades regulamentadas de um composto químico que esteja na lista de compostos extremamente perigosos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos ou na lista dada na seção 103(a) da CERCLA. Esta notificação é necessária também nos casos em que a liberação tem potencial de causar a exposição de pessoas ou do ambiente

distante do ponto do acidente. A lei exige a publicação de um relatório sobre as ações adotadas, os riscos à saúde envolvidos e as orientações de natureza médica dadas aos indivíduos expostos.

Contudo, talvez a cláusula mais revolucionária no parágrafo III seja o reconhecimento do **direito à informação** sobre as quantidades e a localização de compostos químicos nas unidades. Esta cláusula garante que as informações sobre os riscos associados a compostos químicos sejam disponibilizadas ao público. Além disso, as unidades em que ocorre a liberação de resíduos perigosos precisam preparar um **inventário de substâncias tóxicas liberadas** utilizando o **formulário R**, protocolo específico fornecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Este relatório contempla as liberações acidentais e planejadas, além do transporte de resíduos para outros locais. A obrigação de publicar estes dados motiva as indústrias a controlarem suas emissões em um cenário de pressão pública crescente nos casos em que grandes quantidades de materiais são descartadas no meio ambiente.

14-5 GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS

A escala de prioridades lógica na gestão de resíduos perigosos seria:

1. Priorizar a redução das quantidades de resíduos perigosos gerados.
2. Estimular a criação de bolsas de resíduos: os resíduos perigosos de uma indústria podem ser utilizados como matéria-prima por outra; por exemplo, ácidos e solventes de uma determinada indústria podem ser utilizados por outras sem qualquer tratamento.
3. Reciclar metais, e aproveitar o conteúdo energético ou outros recursos úteis contidos nos resíduos perigosos.
4. Descontaminação e a neutralização de resíduos perigosos líquidos mediante tratamento químico e biológico.
5. Redução do volume com a desidratação de lodos gerados no item 4.
6. Destruição de resíduos perigosos combustíveis em incineradores especiais, capazes de propiciar temperaturas de combustão elevadas e equipados com os dispositivos de controle e monitoramento de emissões atmosféricas adequados.
7. Estabilização de lodos solidificados e de cinzas gerados nos itens 5 e 6, no sentido de reduzir os índices de lixiviação de metais.
8. Descarte de resíduos tratados remanescentes em aterros especiais.

Minimização da geração de resíduos

Os principais elementos no sucesso de um programa de minimização de resíduos incluem (Fromm, Bachrach e Callahan, 1986):

1. O compromisso dos níveis hierárquicos mais altos da organização
2. Os recursos financeiros
3. Os recursos técnicos
4. A organização, as metas e as estratégias adequadas

O compromisso da alta administração da organização é o primeiro elemento que deve se concretizar. Os esforços para estabelecer os outros fatores são consequência natural do primeiro. A estrutura organizacional adotada deve promover uma comunicação adequada entre os participantes. Muitas vezes, as melhores ideias são trazidas pelos operadores diretos do sistema, os quais realizam o trabalho diário nas unidades de resíduos perigosos.

Algumas empresas definem metas quantitativas para a minimização. Outras adotam abordagens qualitativas para esta finalidade.

As auditorias. Uma etapa importante na definição de estratégias de minimização de resíduos é a realização de auditorias sobre a geração de resíduos. Os principais passos destas auditorias são, em ordem:

1. A identificação dos resíduos
2. A identificação das fontes
3. A definição dos resíduos prioritários para a minimização

- 4. A avaliação de opções e definição de alternativas
- 5. A implantação de processos
- 6. O acompanhamento das atividades
- 7. A avaliação do progresso

A questão primordial que deve nortear uma auditoria sobre resíduos perigosos é: por que estes resíduos foram gerados? Dito de outro modo, a primeira coisa a fazer é descobrir a razão que explique a geração do resíduo auditado, antes de se tentar encontrar soluções para o problema. A auditoria deve ser baseada no percurso percorrido pela matéria-prima e insumos no processo produtivo, identificando os resíduos gerados. O objetivo é obter um elenco de opções para minimização, as quais serão avaliadas antes da definição da alternativa a ser efetivamente adotada. A confirmação das causas da geração do resíduo é o principal fator para a identificação de opções para a solução do problema. Um sistema eficiente de acompanhamento de materiais e resíduos que permita a elaboração de balanços de massa é útil na definição de prioridades. O conhecimento das quantidades de material que entram e saem do sistema como resíduo é útil na tomada de decisão sobre quais processos e resíduos devem ser abordados com mais rapidez.

EXEMPLO 14-1

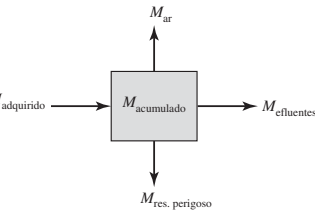
Uma empresa do setor produtivo realizou uma auditoria e coletou as informações dadas nas tabelas abaixo. Estime as emissões anuais de COVs (em kg). Observe que um barril equivale a 0,12 m³.

Registros do departamento de compras		Efluentes encaminhados para a estação de tratamento	
Material	Quantidade (barris)	Material	Concentração média (mg · L ⁻¹)
Cloreto de metila (CH ₂ Cl ₂)	228	CH ₂ Cl ₂	4,04
Tricloroetileno (C ₂ HCl ₃)	505	C ₂ HCl ₃	3,25

Vazão média afluente na estação de tratamento:
0,076 m³ · s⁻¹.

Manifesto de resíduos perigosos			Barris não utilizados ao final de um ano	
Material	Barris	Concentração (%)	CH ₂ Cl ₂	8
CH ₂ Cl ₂	228	25	C ₂ HCl ₃	13
C ₂ HCl ₃	505	80		

Solução O balanço de massa descrito no diagrama é válido para todos os resíduos gerados.



A equação do balanço de massa é:

$M_{adquirido} = M_{ar} + M_{aa} + M_{rp} + M_{acumulado}$

A solução da equação para M_{ar} dá a estimativa da emissão de COVs.

Primeiro, calcula-se a quantidade adquirida. A massa específica dos compostos é dada no Apêndice A.

Quantidade adquirida:

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = (228 \text{ barris} \cdot \text{ano}^{-1})(0,12 \text{ m}^3 \cdot \text{barril}^{-1})(1327 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \\ = 36.306,72 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$M_{(\text{C}_2\text{HCl}_3)} = (505 \text{ barris} \cdot \text{ano}^{-1})(0,12 \text{ m}^3 \cdot \text{barril}^{-1})(1476 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \\ = 89.445,60 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

O próximo passo é o cálculo da massa recebida na estação de tratamento de efluentes (observe que $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} = 1,0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$):

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = (4,04 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(0,076 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \\ = 9682,81 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$M_{(\text{C}_2\text{HCl}_3)} = (3,25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3})(0,076 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1})(86.400 \text{ s} \cdot \text{dia}^{-1})(365 \text{ dias} \cdot \text{ano}^{-1})(10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{g}^{-1}) \\ = 7789,39 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A quantidade transportada à unidade de descarte de resíduos perigosos é:

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = (228) (0,12) (1327) (0,25) = 9076,68 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$M_{(\text{C}_2\text{HCl}_3)} = (505) (0,12) (1476) (0,80) = 71.556,48 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A quantidade acumulada é:

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = (8) (0,12) (1327) = 1273,92 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$M_{(\text{C}_2\text{HCl}_3)} = (13) (0,12) (1476) = 2302,56 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

A quantidade de emissões atmosféricas estimada para cada composto é:

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = 36.306,72 - 9682,81 - 9076,68 - 1273,92 \\ = 16.273,31, \text{ ou } 16.000 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$M_{(\text{CH}_2\text{Cl}_2)} = 89.445,60 - 7789,39 - 71.556,48 - 2302,56 \\ = 7797,17, \text{ ou } 7800 \text{ kg} \cdot \text{ano}^{-1}$$

Observe que os valores foram arredondados, porque o volume dos barris é conhecido com apenas duas casas decimais. Os resultados mostram que, para reduzir a massa de poluentes atmosféricos emitidos, a empresa deve antes de mais nada abordar a geração de cloreto de metileno. Além disso, considere apenas os barris “que entram” nos registros de compra e os “barris que saem” citados na declaração de resíduos perigosos geraria uma imagem muito equivocada dos efeitos ambientais das emissões. Da perspectiva da minimização, está claro que o C_2HCl_3 , cuja concentração nos barris enviados à unidade de descarte de resíduos perigoso é 80%, é um ótimo candidato para a reciclagem.

As quatro primeiras etapas da auditoria de resíduos permitem criar um conjunto variado de opções para a gestão de resíduos, de acordo com o preceito básico que defende a redução na fonte, seguida da troca de resíduos, da reciclagem e do tratamento.

A avaliação das opções começa com o controle na fonte. A investigação deste fator deve se concentrar nas mudanças possíveis (1) nos materiais utilizados, (2) na tecnologia dos processos envolvidos e (3) no aspecto humano da produção. As mudanças nos materiais utilizados podem ser classificadas em três elementos básicos: a purificação, a substituição e a diluição.

A purificação dos materiais utilizados é realizada para evitar a introdução de materiais inertes e impurezas no processo produtivo. Tais materiais e impurezas resultam na geração de resíduos, já que obrigam a empresa a retirar as substâncias contaminadas do processo produtivo, evitando o acúmulo de compostos indesejáveis. Exemplos de purificação de matérias-primas para reduzir a geração de resíduos incluem o uso de água de lavagem deionizada nos banhos metálicos ou o uso de oxigênio em lugar do ar nos reatores de oxidação na produção de dicloroetileno.

A substituição envolve a troca de um material tóxico por outro menos prejudicial ao meio ambiente e cujos níveis de toxicidade sejam menores. Exemplos incluem o uso de fosfato em

substituição ao dicromato como inibidor de corrosão em sistemas de resfriamento ou o uso de limpadores alcalinos em substituição aos solventes clorados usados como desengraxantes.

A diluição é um componente pouco expressivo nas mudanças relativas ao material inserido no sistema. Exemplos incluem o uso de banhos de galvanização mais diluídos, para minimizar o **arraste**, ou seja, o transporte de material tóxico de um tanque ou ambiente, para outros..

As mudanças tecnológicas são realizadas na unidade física, como as alterações nos processos, equipamentos, tubulações, leiaute, padrões operacionais de processo, automação e economia de energia e de água.

As mudanças nos procedimentos administrativos dizem respeito às melhorias realizadas nos modos como as pessoas realizam o processo de produção. As boas práticas organizacionais, também denominadas *housekeeping*, envolvem as melhorias relativas aos processos operacionais, à prevenção de perdas, à separação de resíduos e ao manuseio do material.

Troca de resíduos

A minimização de resíduos baseada na consignação de materiais não utilizados a um agente independente para revenda a terceiros reduz a geração de resíduos e os custos ambientais e financeiros do processo. Dito de outro modo, a troca é baseada na noção de que “aquilo que é lixo para uma pessoa é um tesouro para outra”. A diferença entre um subproduto do processo produtivo, cujo tratamento e descarte são caros, e um subproduto usável ou vendável envolve as oportunidades, o conhecimento sobre processos externos à linha de produção do agente gerador e a precificação comparativa em relação à matéria-prima. As bolsas de resíduos servem como uma medida de compensação, mediante a qual a disponibilidade e a demanda por diversos tipos de materiais podem ser estabelecidas.

Reciclagem

Conforme determinam a RCRA e a HSWA, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos define reciclagem de maneira a impedir que pretensos agentes recicladores (os quais, na verdade, são TSDs) de tirem proveito de regras flexíveis sobre o processo. A definição estipula que um material é dito reciclado quando é utilizado, reutilizado ou recuperado (40 CFR 261.16 (c)(7)). Um material é “utilizado ou reutilizado” quando é (1) empregado como ingrediente (inclusive como intermediário) na fabricação de um produto (contudo, esta condição não é atendida quando o material tem componentes distintos recuperados como produtos finais específicos, como ocorre na recuperação de metais presentes em materiais secundários) ou (2) empregados com função específica, como substituto para um produto comercial (40 CFR 261.1(c)(5)). Um material é dito recuperado se tiver sido processado com o objetivo de recuperar um produto útil, ou se tiver sido regenerado. Exemplos incluem a recuperação do chumbo de pilhas usadas e a regeneração de solventes exauridos (40 CFR 261.1(c)(4)) (U.S. EPA, 1988a).

A destilação é utilizada para recuperar solventes exauridos. As principais características que determinam o potencial de recuperação são os pontos de ebulição dos constituintes e o teor de água da mistura. Quanto mais diluído estiver o solvente residual, menor o retorno financeiro da recuperação. Contudo, os solventes recuperados podem ser reutilizados pelo próprio agente gerador, a um custo expressivamente menor do que o custo do solvente novo. Além disso, em muitos casos o valor solvente recuperado é muito maior do que a despesa para recuperá-lo.

Várias tecnologias são utilizadas na recuperação de metais de banhos de galvanização, sobretudo aqueles com um constituinte metálico apenas. As mais comuns são a troca iônica, a eletrodialise, a evaporação e a osmose reversa.

Em outubro de 1988, um tribunal federal revogou uma portaria da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, segundo a qual óleo utilizado coletado para a reciclagem não era considerado resíduo perigoso. Antes da decisão judicial, os óleos contaminados com PCBs, os lodos da produção industrial de derivados de petróleo e os fundos de tanque de combustível contendo chumbo eram os únicos óleos regulamentados. A maior parte do óleo e dos resíduos afins não era classificada como perigosa pela agência. Estes resíduos podem ser recuperados e utilizados como combustível ou refinados e aproveitados como lubrificantes. Hoje, todos os resíduos de petróleo são considerados perigosos pela legislação e podem ser recuperados, apesar da dificuldade de rastreá-los.

14-6 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO

Os resíduos restantes após a implantação das ações para minimização e reciclagem precisam ser descontaminados e/ou neutralizados. Muitas tecnologias são utilizadas com este propósito, a maioria das quais são aplicações de processos discutidos em capítulos anteriores, como a oxidação biológica (Capítulo 11), a precipitação química, a troca iônica e a oxidação-redução (Capítulo 2) e a adsorção em carvão ativado (Capítulo 12). Esta seção discute essas tecnologias no contexto do tratamento de resíduos perigosos e examina novas tecnologias desenvolvidas para esta finalidade.

Tratamento biológico

Em comparação com os compostos observados na natureza, os **compostos antropogênicos**, isto é, as substâncias fabricadas pelo homem, são relativamente resistentes à biodegradação (Kobayashi e Rittman, 1982). A explicação para esta característica está no fato de a maioria dos organismos presentes no ambiente natural não produzirem as enzimas necessárias para realizar a transformação do composto original em substâncias intermediárias capazes de entrar nas rotas metabólicas e serem completamente degradadas.

Muitos compostos antropogênicos importantes no contexto ambiental são halogenados. A halogenação é o processo mais frequentemente implicado na persistência desses compostos. A lista de compostos orgânicos halogenados inclui pesticidas, agentes plastificantes, plásticos, solventes e trihalometanos. Os compostos clorados são os mais estudados devido aos problemas associados ao DDT, a outros pesticidas e inúmeros solventes industriais com átomos de cloro em suas fórmulas. É por essa razão que os compostos clorados formam a base dos conhecimentos sobre substâncias halogenadas.

As características consideradas responsáveis pela persistência de compostos halogenados no meio ambiente são os haletos presentes, a sua posição na molécula e o grau de halogenação. Logo, em muitas situações a primeira etapa da biodegradação é a desalogenação, realizada mediante vários mecanismos biológicos.

Contudo, este tema não admite generalizações. Por exemplo, até recentemente as rotas oxidativas eram consideradas os principais mecanismos da desalogenação. A desalogenação anaeróbia e redutora tanto pela via biológica como por outros mecanismos importantes, é um fator crítico na transformação ou na biodegradação de certas classes de compostos. As substâncias que exigem a descloração redutora incluem alguns pesticidas e compostos halogenados com um ou dois carbonos alifáticos.

A desalogenação redutora envolve a remoção de um átomo de halogênio por oxirredução. Em síntese, o mecanismo envolve a transferência de elétrons da substância orgânica reduzida intermediada por microrganismos ou um mediador **abiótico**, como um íon inorgânico (o Fe^{3+} , por exemplo) e produtos biológicos (o NAD(P), a flavina, as flavoproteínas, as hemoproteínas, as porfirinas, a clorofila, os citocromos e a glutatona). Os mediadores são responsáveis pela recepção dos elétrons das substâncias orgânicas reduzidas e pela transferência destes aos compostos halogenados. As principais condições para o processo são a existência de elétrons livres e o contato direto entre os elementos doadores, mediadores e receptores de elétrons. Níveis elevados de descloração ocorrem apenas quando o potencial de oxirredução do meio é de, no máximo, 0,35 V. Contudo, essas condições variam de acordo com o composto envolvido.

Embora os estudos com culturas puras de microrganismos e substratos únicos sejam importantes, senão essenciais, na determinação de rotas bioquímicas, estas pesquisas nem sempre são úteis para prever a biodegradabilidade ou as transformações observadas na prática. A biodegradação é definida, sobretudo, pelas interações entre fatores ambientais diversos, como o oxigênio dissolvido, o potencial redox, a temperatura, o pH, a presença de outros compostos, a salinidade, o material particulado, a competição microbiana e as concentrações de compostos e microrganismos envolvidos. As características físicas e químicas como a solubilidade, a volatilidade, hidrofobicidade e o coeficiente de partição octanol-água contribuem com os níveis elevados do composto em solução. Muitas vezes os compostos insolúveis em água não são prontamente disponibilizados para os microrganismos capazes de degradá-los. Todavia, existem algumas exceções. Por exemplo, o DDT, que tem baixa solubilidade em água, é decomposto pelo fungo da podridão branca, encontrado em árvores doentes e cujas células secretam a enzima necessária para a reação de degradação ocorrer.

Os estudos realizados com culturas microbianas simples não permitem prever o destino de substâncias perigosas no meio ambiente, nos casos em que as interações com os microrga-

nismos envolvidos são muito numerosas. As substâncias mais resistentes à ação de culturas puras são degradadas ou transformadas por culturas mistas. Um bom exemplo desta interação é o **cometabolismo**, no qual um substrato não fermentável não é passível de ser metabolizado como fonte de carbono ou de energia. Todavia, ele é indiretamente transformado por organismos que usam outros compostos como substrato de crescimento. Os substratos de crescimento fornecem a energia necessária para cometabolizar os substratos não fermentáveis. Além disso, os produtos da transformação inicial por um microrganismo podem ser degradados por outros, os quais gerarão compostos passíveis de metabolização pelas rotas normais. A degradação do DDT, que é realizada por apenas um fungo, ilustra bem esta situação. Contudo, há microrganismos que parecem ser capazes de degradar o pesticida somente por cometabolismo. O resultado é a formação de diversos produtos de transformação que serão utilizados por outros organismos. Por exemplo, as bactérias do gênero *Hydrogenomonas* metabolizam o DDT somente em ácido *p*-clorfenil-acético (PCPA), ao passo que as espécies de *Arthrobacter* degradam o ácido formado.

A Tabela 14-1 mostra que a maioria das classes de compostos antropogênicos podem ser degradadas por algum microrganismo. A tabela também ilustra a ampla variedade de microrganismos que têm algum papel importante na biodegradação de compostos em ambientes naturais.

Apesar dos quase 20 anos de pesquisas sobre o tema, muitas dúvidas persistem acerca do uso de novos microrganismos no tratamento biológico de compostos antropogênicos. Vários avanços são necessários antes da aplicação em grande escala da ideia, entre os quais está o aprofundamento da base de conhecimentos sobre as rotas metabólicas da biodegradação de compostos específicos por diferentes organismos. A capacidade metabólica de diversos seres vivos, sobretudo algas e bactérias oligotróficas, permanece sem elucidação. Estes conhecimentos são necessários para esclarecer as reações limitantes e os tipos mais adequados de organismos para aplicações específicas. É preciso obter mais subsídios sobre os organismos a serem selecionados e mantidos em sistemas de tratamento de grande porte e, em particular, sobre as culturas microbianas descobertas recentemente. A manipulação genética voltada para o desenvolvimento de organismos com finalidades especiais é função do progresso científico sobre a estrutura genética de muitos tipos de organismos na natureza.

TABELA 14-1 Compostos antropogênicos e os microrganismos capazes de degradá-los

Composto	Organismo	Composto	Organismo
Alifáticos (não halogenados)	Culturas mistas de leveduras, fungos e bactérias protozoárias	Policíclicos aromáticos (não halogenados)	<i>Cunninghamella elegans</i> <i>Pseudomonas</i>
Acrilonitrila		Benzo(a)pireno, naftaleno	
Alifáticos (halogenados)	Bactérias marinhas, bactérias do solo, lodo de esgoto	Benzo(a)antraceno	<i>Pseudomonas</i> , <i>Flavobacterium</i> Fungos
Tricloroetano, tricloroetileno, cloreto de metila, cloreto de metileno		Policíclicos aromáticos (halogenados)	
Compostos aromáticos (não halogenados)	<i>Pseudomonas</i> sp., lodo de esgoto	PCBs	<i>Corynebacterium pyrogenes</i> <i>Anacystic nidulans</i> Lodo de esgoto, bactérias do solo Lodo de lagoa de tratamento
Benzeno, 2,6-dinitrotolueno, creosol, fenol		4-Clorobifenila	
Compostos aromáticos (halogenados)	Lodo de esgoto Micróbios do solo	Pesticidas	<i>Rhodopseudomonas</i> <i>Micrococcus</i> 12B
1,2-; 2,3-; 1,4-Diclorobenzeno, hexaclorobenzeno, triclorobenzeno, pentaclorofenol		Toxafeno	
		Dieldrina	
		DDT	
		Kepona	
		Nitrosaminas	
		Dimetilnitrosaminas	
		Ésteres de ftalato	

Fonte: extraído da Tabela 1 em Kobayashi e Rittman, 1982.

O tratamento biológico baseado no processo de lodo ativado ou no uso de filtros biológicos é utilizado para neutralizar resíduos perigosos. A principal modificação no processo do lodo ativado consiste em aumentar o tempo de residência médio, dos 4 a 15 dias adotados por convenção, para 3 a 6 meses, no tratamento de resíduos perigosos. De modo análogo, as vazões de entrada nos filtros biológicos são muito menores do que as adotadas nos sistemas de tratamento de efluentes domésticos. Uma inovação ainda pouco adotada em unidades de tratamento, armazenagem e disposição de resíduos perigosos é o reator em bateladas sequenciais (RBS), o qual opera em regime de troca periódica de conteúdos (Herzbnin, Irvine e Malinowski, 1985). Cada reator em um sistema RBS tem cinco períodos diferentes em cada ciclo: alimentação, reação, sedimentação, retirada e parada. As reações biológicas são iniciadas quando o efluente bruto entra no reator. Durante as fases de alimentação e de reação, o conteúdo é aerado de modo semelhante ao adotado no processo de lodo ativado. Após a fase de reação, os sólidos suspensos no licor misto (SSLM) sedimentam. O sobrenadante tratado é removido na fase de retirada. A fase de parada compreende o intervalo entre a retirada e a alimentação da próxima batelada, o qual pode ser nulo ou de alguns dias, dependendo da demanda. O RBS tem uma vantagem importante: o sistema permite que os resíduos sejam analisados para comprovar a eficácia do tratamento, antes de serem descartados.

Tratamento químico

A descontaminação química é uma tecnologia adotada como processo de tratamento único ou como método de atenuação dos riscos associados a determinado resíduo antes do transporte, da incineração ou da disposição final.

É importante lembrar que um procedimento químico pode ou não fazer um composto tóxico desaparecer da **matriz** na qual ele é encontrado (isto é, os efluentes, o lodo, etc.). Na prática, os processos químicos permitem converter a substância tóxica em outra. Logo, é essencial ter em mente que tais tratamentos são válidos se os produtos resultantes da reação química representarem um problema menor do que o material inicial, a partir do qual são convertidos. Outro aspecto importante é lembrar que os reagentes utilizados nesta reação podem ser perigosos.

Os métodos químicos usados no tratamento de resíduos perigosos incluem a complexação, a neutralização, a oxidação, a precipitação e a redução. O método ideal seria rápido, quantitativo, barato e consumiria todos os reagentes residuais (os quais também representam problemas de poluição). Os parágrafos abaixo descrevem os métodos químicos mais comuns.

Neutralização. A neutralização é baseada na aplicação simples da lei dos balanços de massa. O objetivo é obter uma solução com pH aceitável, em condições específicas à situação. Os ácidos sulfúrico e clorídrico são adicionados a soluções básicas, enquanto o hidróxido de sódio (NaOH), ou a cal hidratada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ é adicionada a soluções ácidas. Embora um resíduo seja considerado perigoso quando tem pH menor do que 2 ou maior do que 12,5 (o que significa que valores de pH entre 2 e 12,5 seriam adequados), os valores ideais de pH para a proteção da biota aquática estão entre 6 e 8.

Oxidação. O cianeto é um contaminante muito perigoso, cuja molécula é destruída por oxidação. O cloro é o agente oxidante mais utilizado para esta finalidade, mas a reação química precisa ser conduzida em meio alcalino para evitar a geração do cianeto de hidrogênio. Este processo é denominado **cloração alcalina**. A reação de oxidação com cloro ocorre em duas etapas:



Na primeira etapa, o pH é mantido acima de 10 e a reação avança rapidamente. É preciso tomar cuidado para manter os valores elevados de pH. Existe o risco de geração de gás cianídrico, que é muito tóxico, caso a reação ocorra em meio ácido. A segunda etapa da reação ocorre com maior velocidade em pH 8,0, mas não com a mesma velocidade observada na primeira. É possível utilizar valores de pH um pouco mais altos na segunda etapa para reduzir o consumo de reagentes nas etapas subsequentes. Esta medida aumenta o tempo de reação. Em muitos casos a segunda reação não ocorre, porque o CNO é considerado não tóxico segundo a legislação em vigor nos Estados Unidos.

O ozônio também pode ser utilizado como agente oxidante. O gás tem potencial redox mais alto do que o cloro e, portanto, a tendência de se alcançar o estado oxidado é maior. Além disso,

o pH deve ser mantido em condições semelhantes às da cloração. O ozônio não está disponível comercialmente. Ele precisa ser produzido no local, como parte do processo.

Esta tecnologia pode ser aplicada para uma ampla gama de resíduos que contêm cianetos, como muitas soluções de cobre, de zinco e de latão, além do cianeto usado em banhos de aquecimento e de soluções de passivação. Este processo é utilizado em escala industrial desde o começo da década de 1940. Para soluções com teores muito altos de cianeto (maiores do que 1%), a oxidação nem sempre é a melhor escolha. Os complexos metálicos de cianeto, sobretudo os de ferro e de níquel, não são facilmente decompostos pela oxidação por cianeto.

A oxidação eletrolítica do cianeto é realizada pela eletrólise anódica em temperaturas elevadas. Este processo se baseia no fato de que o cianeto reage com o oxigênio em solução na presença de potencial elétrico, formando dióxido de carbono e nitrogênio gasosos. Em condições normais, a destruição ocorre em célula fechada. Dois eletrodos são imersos na solução e uma corrente alternada é aplicada para iniciar a reação. A temperatura do banho precisa ser mantida entre 50°C e 95°C.

Esta tecnologia é utilizada na destruição de cianetos em soluções concentradas resultantes da lavagem de gases, em banhos de galvanização de cobre, zinco e latão, em soluções alcalinas para a remoção de incrustações e em soluções de passivação. É empregada também no tratamento de resíduos que contenham concentrações elevadas de cianeto (entre $50.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $100.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), embora soluções diluídas com até $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ também possam ser tratadas com a utilização desta técnica.

Os métodos de oxidação química para o tratamento de compostos orgânicos presentes em efluentes são tema de muitas pesquisas. De modo geral, estes métodos são válidos apenas para soluções diluídas. Outra desvantagem é que, em muitas situações, os custos são mais altos em comparação com as metodologias biológicas. A oxidação úmida em fluxo de ar, a oxidação com peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio, dióxido de cloro, cloro e ozônio estão entre os métodos mais usados. Entre estes, a oxidação com ar por via úmida e a ozonização demonstraram os resultados mais promissores como modalidade de pré-tratamento nos processos biológicos.

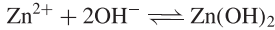
A **oxidação com ar por via úmida**, também chamada de processo de Zimmerman, é baseada no princípio de que muitos compostos orgânicos podem ser oxidados pelo oxigênio, dependendo da temperatura e da pressão. A oxidação com ar por via úmida é equivalente à oxidação em fase aquosa de partículas orgânicas em suspensão ou em solução a temperaturas entre 175°C e 325°C e pressões altas o bastante para impedir a evaporação excessiva. O ar é borbulhado na solução. O processo é eficiente no quesito uso de combustível e, uma vez que a reação de oxidação iniciou, ela é autossustentável. Devido ao fato de que este método não é limitado pelos custos dos reagentes, ele está entre os mais utilizados. Outra vantagem é a aplicação na destruição de uma ampla variedade de compostos orgânicos, entre os quais estão muitos pesticidas. Embora a oxidação por via úmida propicie níveis adequados de descontaminação de muitos compostos perigosos, ela não é tão completa quanto a incineração. Em muitos casos a adição de um sal metálico com função catalisadora aumenta a eficiência da destruição e permite realizar o processo em condições de pressão e temperaturas mais baixas.

Precipitação química. A remoção de metais dos banhos de lavagem de galvanização é realizada por precipitação. Este processo é uma aplicação direta do princípio do produto da solubilidade (ver o Capítulo 2). Ao elevar-se o pH com cal ou hidróxido de sódio, a solubilidade do metal diminui (Figura 14-5) e o hidróxido metálico precipita. O ponto ótimo da remoção é alcançado selecionando-se um valor de pH ideal, como mostra a Figura 14-5. Embora estes valores ótimos variem de metal para metal, em muitos casos os efluentes são compostos de misturas de metais. Isso significa que o menor valor possível para determinado metal talvez não seja atingido para a mistura de metais no efluente a ser tratado.

EXEMPLO 14-2

Uma empresa de galvanização de metais está em vias de instalar um sistema de precipitação para a remoção de zinco do seu efluente. O plano consiste em utilizar um potenciômetro para controlar a injeção da solução de hidróxido de sódio no tanque de mistura. Qual é o valor de pH que o controlador precisa estipular para obter um efluente final com concentração de zinco igual a $0,80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$? O valor de K_{ps} do $\text{Zn}(\text{OH})_2$ é $7,68 \times 10^{-17}$.

Solução A Tabela A-8, no Apêndice A, mostra que a reação do hidróxido de zinco é:



Como visto no Capítulo 2, é possível escrever a reação do produto de solubilidade como:

$$K_{ps} = [\text{Zn}^{2+}][\text{OH}^-]^2$$

Uma vez que a concentração do zinco não deve ultrapassar $0,80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pode-se calcular a sua concentração molar:

$$[\text{Zn}^{2+}] = \frac{0,80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}}{(65,38 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(1000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1})} = 1,224 \times 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$$

Resolvendo-se a equação para a concentração de hidróxido:

$$[\text{OH}^-]^2 = \frac{7,68 \times 10^{-17}}{1,224 \times 10^{-5}} = 6,275 \times 10^{-12}$$

Logo:

$$[\text{OH}^-] = (6,275 \times 10^{-12})^{0,5} = 2,505 \times 10^{-6}$$

O valor de pOH é:

$$\text{pOH} = -\log(2,505 \times 10^{-6}) = 5,601$$

Portanto, o pH definido pelo operador é:

$$\text{pH} = 14 - \text{pOH} = 14 - 5,601 = 8,399, \text{ ou } 8,4$$

Redução química. Ainda que a maioria dos metais pesados precipitem facilmente como hidróxidos, o cromo hexavalente usado nas soluções de galvanização precisa ser reduzido a cromo trivalente antes de ser precipitado. Na maioria dos casos a redução é realizada com dióxido de enxofre (SO_2) ou sulfito de sódio (NaHSO_3). A reação com o SO_2 é:

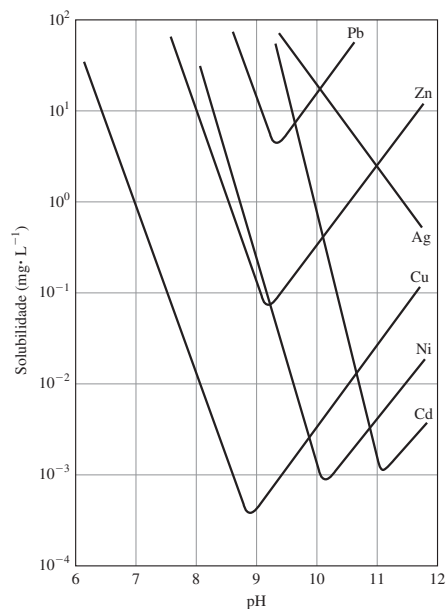
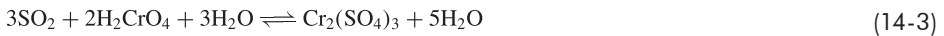


FIGURA 14-5 As curvas de solubilidade de hidróxidos metálicos em função do pH.

Como a reação evolui rapidamente em valores de pH reduzidos, um ácido é adicionado para manter o pH entre 2 e 3.

Tratamentos físico-químicos

Vários processos de tratamento podem ser utilizados para separar resíduos perigosos de uma solução aquosa. Na maioria dos casos ocorre a concentração do contaminante em uma corrente mais concentrada que deve ser submetida a um tratamento complementar, enquanto a maior parte da água pode ser lançada para o meio ambiente ou encaminhada para a estação de tratamento de efluentes sem o risco de afetar de forma negativa o seu desempenho.

Adsorção. A adsorção é um processo de transferência de massa no qual os vapores ou compostos químicos em solução são retidos na superfície de um sólido pela ação de forças intermoleculares (como as pontes de hidrogênio e as forças de Van der Waals, por exemplo). A adsorção é um fenômeno de superfície. Os vasos utilizados são pressurizados e equipados com leitos fixos, os quais servem de suporte para o adsorvente (ver o Capítulo 12). O carvão ativado, as peneiras moleculares, a sílica gel e a alumina ativada são os adsorventes mais utilizados. Com andamento da adsorção, os sítios ativos são saturados. Nos casos em que o material orgânico tem valor comercial, o leito é regenerado com a passagem de um fluxo de vapor, o qual sofre condensação, quando a fração orgânica se separa da água. Contudo, quando o material orgânico não precisa ser recuperado, o material adsorvedor pode ser incinerado ou retornado ao fabricante para ser regenerado. Os sistemas que utilizam o carvão ativado na recuperação de vapor gerado em equipamentos de desengraxe e no polimento de efluentes de estações de tratamento de efluentes são usados há mais de 40 anos.

Destilação. A separação de um ou mais materiais de frações menos voláteis mediante um processo de vaporização e condensação é denominada destilação. Quando uma mistura líquida de dois ou mais componentes é aquecida a seu ponto de ebulição, uma fase vapor se desenvolve sobre a fase líquida. Se as pressões de vapor dos componentes puros forem diferentes (o que, na verdade, ocorre na vasta maioria das situações), o constituinte com a maior pressão de vapor será mais concentrado na fase vapor. Quando esta fase é esfriada e condensa em uma fase líquida, ocorre uma separação parcial dos constituintes. O grau de separação depende das diferenças relativas entre os valores de pressão de vapor das substâncias envolvidas. Quanto maiores forem estas diferenças, maior será a eficiência da separação. Valores muito distintos de pressão de vapor dos constituintes de uma mistura líquida permitem separá-los com um único ciclo de vaporização-condensação. Contudo, nos casos em que as pressões de vapor dos constituintes são semelhantes, ou na ocorrência de formação de azeótropos, serão necessários vários ciclos. Quatro tipos de destilação são utilizados: a destilação em batelada, o fracionamento, a lavagem em vapor e a evaporação em filme fino.

Tanto a destilação em batelada quanto o fracionamento são tecnologias com eficiência comprovada na recuperação de solventes. A destilação em batelada é muito útil no tratamento de resíduos com teores elevados de sólidos. Já o fracionamento é indicado nos casos em que os constituintes precisam ser separados e quando os resíduos contêm concentrações muito baixas de sólidos em suspensão.

Extração com ar. Quando a volatilidade do composto orgânico é relativamente alta e sua concentração é um tanto baixa, a extração com ar é o processo mais indicado. A extração com ar é utilizado para descontaminar grandes quantidades de águas subterrâneas, pois remove pequenas concentrações de matéria orgânica volátil. Em linguagem simples, a extração com ar funciona de modo inverso à absorção, discutida no Capítulo 12. Um fluxo de ar é forçado a passar pelo interior de uma torre de extração, com enchimento, em contracorrente com o efluente a ser tratado, o fluxo de ar é ascendente e o de efluente é descendente. Os compostos voláteis são removidos da corrente líquida e transferidos para o ar. Para evitar emissões de poluentes na atmosfera, a corrente de ar contaminado precisa ser tratada, o que é normalmente realizado pela sua passagem por uma coluna de carvão ativado. Após o processo, este carvão é incinerado. A extração com ar é utilizada na remoção de tetracloroetileno, tricloroetileno e tolueno da água (Gross e TerMaath, 1987).

A equação que descreve o funcionamento de um equipamento de extração com ar é:

$$Z_T = \frac{L}{A} \times \frac{\ln\{(C_1/C_2) - (LRT_g/GH_c)[(C_1/C_2) - 1]\}}{K_L a[1 - (LRT_g/GH_c)]} \quad (14-4)$$

onde Z_T = altura efetiva da coluna de extração (m)

L = vazão do líquido ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$)

A = área da seção transversal da coluna (m^2)

G = vazão de ar ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$)

H_c = constante de Henry ($\text{atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)

R = constante universal dos gases = $8,206 \times 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

T_g = temperatura do ar (K)

C_1, C_2 = concentrações do composto orgânico no líquido de entrada e da saída ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$)

K_L = coeficiente de transferência de massa do líquido ($\text{mol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{m}^3$)

a = área efetiva da interface do enchimento por unidade de volume ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$)

EXEMPLO 14-3

O poço 12A da cidade de Tahoma está contaminado com $350 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ de 1,1,2,2-tetracloroetano. O limite máximo aceitável do composto na água é $1,0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Projete uma torre de extração com ar para atender a esta especificação.

Constante da

lei de Henry = $5,0 \times 10^{-4} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$

Temperatura = 25°C

$K_L a = 10 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$

O diâmetro da coluna não pode

Vazão do ar = $13,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

ultrapassar 4,0 m

Vazão do líquido = $0,044 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

A altura da coluna não pode ultrapassar 6,0 m

Solução As constantes da lei de Henry são dadas em $\text{kPa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ (ver o Apêndice A). Para converter os valores em $\text{atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$, divide-se os valores dados pela pressão atmosférica nas condições padrão ($101,325 \text{ kPa} \cdot \text{atm}^{-1}$).

A equação é resolvida para $Z_T A$, isto é, o volume da coluna:

$$Z_T A = (0,044) \frac{\ln\{(350/1) - [(0,044)(8,206 \times 10^{-5})(298)/(13,7)(5,0 \times 10^{-4})][(350/1) - 1]\}}{10 \times 10^{-3} \{1 - [(0,044)(8,206 \times 10^{-5})(298)/(13,7)(5,0 \times 10^{-4})]\}}$$

$$= (0,044)(674,74) = 29.69 \text{ m}^3$$

Algumas soluções possíveis, com base nos limites de altura (6,0 m) e de diâmetro (4,0 m) da coluna, são:

Diâmetro (m)	Altura (m)
4,00	2,36
3,34	3,39
2,58	5,68

Extração com vapor. O tratamento ideal para gases de baixa volatilidade ou concentração elevada de contaminante ($> 100 \text{ ppm}$) é a **extração com vapor**. A organização física do processo é muito similar à de uma torre de extração com ar. A utilização de vapor melhora o processo de extração, ao diminuir a solubilidade do composto orgânico na fase aquosa e aumentar a sua pressão de vapor. A extração com vapor é utilizada para tratar efluentes aquosos contaminados com hidrocarbonetos clorados, xilenos, acetona, metil-etil-cetona, metanol e pentaclorofenol. As concentrações de compostos orgânicos passíveis de serem tratadas variam de 100 ppm a 10% (U.S. EPA, 1987).

Evaporação. A recuperação de metais do processo de galvanização por evaporação é realizada até obter-se um nível de remoção de água que permita que o concentrado seja recirculado no banho. O vapor condensado é recirculado como água de lavagem. A taxa de evaporação, ou carga evaporada, é definida de maneira a manter o equilíbrio da água no banho de galvanização. A evaporação normalmente é realizada em vácuo. O objetivo é impedir a degradação térmica dos aditivos e reduzir a quantidade de energia gasta na evaporação da água.

Existem quatro tipos de evaporadores: de filme ascendente, de *flash* e calor residual, de tubo submerso e o evaporador atmosférico. Os evaporadores de filme ascendente são projetados de maneira a manter a superfície evaporadora coberta por um filme do efluente líquido que contém os contaminantes, isto é, a superfície de troca térmica não fica imersa no líquido contaminado. Os evaporadores *flash* têm configuração semelhante, mas a solução de galvanização é recirculada continuamente no equipamento, utilizando-se o vapor gerado para o seu aquecimento. Este arranjo permite o uso de calor residual no banho de galvanização para intensificar o processo de evaporação. No evaporador de tubo submerso, serpentinas de aquecimento são imersas no líquido contaminado. Os evaporadores atmosféricos operam na pressão atmosférica e não recuperam o destilado para reúso.

Troca iônica. Metais e compostos orgânicos podem ser recuperados por troca iônica. A química do processo foi discutida no Capítulo 10. Na descontaminação por troca iônica, o líquido contaminado contendo o íon a ser removido é injetado em um leito de resina, a qual remove cátions ou ânions. Durante o processo de troca, o hidrogênio ou o sódio são trocados por cátions metálicos em solução. No momento em que o leito satura com o íon trocado, ele é desativado e a resina é regenerada por passagem de uma solução concentrada do íon original (isto é, o hidrogênio ou o sódio) em refluxo no leito. O contaminante removido agora se encontra concentrado e pode ser recuperado. A Figura 14-6 mostra um trocador iônico típico. Um filtro é instalado para remover materiais em suspensão, além de óleos e gorduras, que podem comprometer o desempenho do sistema.

Como regra geral, os sistemas de troca iônica são adequados em processos de recuperação pela via química, nos quais as águas de lavagem a serem tratadas encontram-se diluídas ($< 1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e uma concentração relativamente baixa é necessária para a reciclagem. A troca iônica é eficaz na recuperação comercial de compostos químicos da galvanização ácido-cobre, ácido-zinco, níquel, estanho, cobalto e cromo.

Durante a operação em operação normal, o leito de resina não atinge a saturação porque a concentração do soluto excede a maior parte dos limites definidos como critério de lançamento antes de o fenômeno ocorrer. Por essa razão, o funcionamento normal de uma unidade de troca iônica requer a adoção de ciclos que permitam a regeneração da resina utilizada durante o tempo ocioso ou a instalação de leitos adicionais, quando o funcionamento for contínuo.

Durante a troca iônica, o padrão normal de vazão é descendente, pelo leito. A taxa de aplicação hidráulica pode variar de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ a $600 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. Valores inferiores aumentam o tempo de contato e, portanto, melhoram a eficiência da troca. Uma vez que a superfície do leito

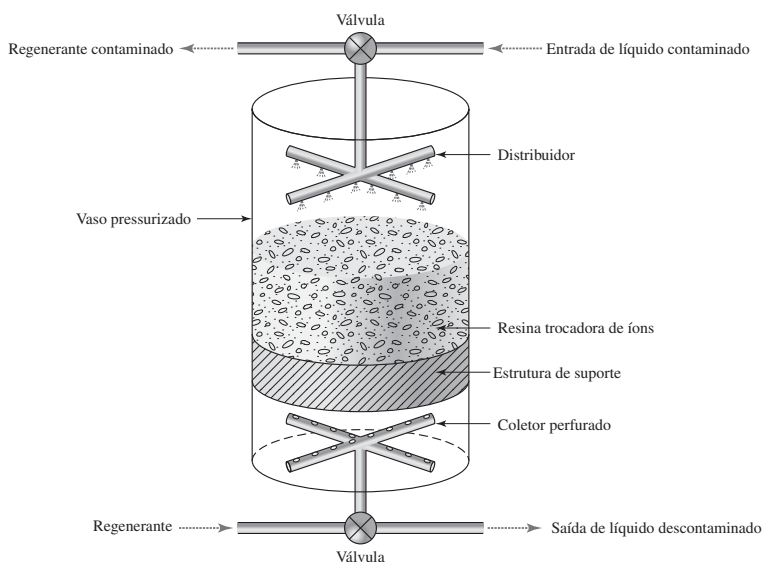


FIGURA 14-6
Configuração típica de um leito de troca iônica.

atua como um filtro, a regeneração é realizada em contracorrente, isto é, a solução regeneradora é injetada pelo fundo da coluna, a exemplo da contralavagem de um filtro de areia rápido. A taxa de aplicação hidráulica utilizada na regeneração varia de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ a $120 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.

Eletrodialíse. A unidade de eletrodialíse utiliza uma membrana seletiva para reter determinados íons e permitir a passagem de outros. Essas membranas são compostas de folhas finas fabricadas com os mesmos polímeros utilizados para a fabricação das resinas de troca iônica, reforçadas por uma estrutura de fibra sintética. A construção da unidade prevê a instalação de membranas aniônicas alternadas com membranas catiônicas em pilhas. Cada pilha forma uma célula (Figura 14-7). A aplicação de uma diferença de potencial elétrico em eletrodos instalados nas extremidades dos pares de membranas favorece a migração dos íons. As membranas catiônicas permitem a passagem de íons positivos, enquanto as membranas aniônicas permitem apenas a passagem dos íons negativos. O efluente a ser tratado é alimentado entre os canais formados pelas membranas (Figura 14-8), um do quais é livre de íons, enquanto o outro tem concentração iônica elevada. O grau de purificação conseguido no circuito diluído é função da diferença de potencial elétrico aplicado. A corrente que passa pelo sistema é proporcional a quantidade de íons que se deseja transportar. Uma vez que a migração iônica é proporcional ao potencial elétrico, a otimização do sistema é baseada no equilíbrio entre o consumo de energia na operação e o grau de remoção do contaminante.

A eletrodialíse é utilizada há mais de quatro décadas na produção de água potável a partir de águas salobras. O processo também tem aplicação na remoção de cinzas de açúcares, na dessalinização de alimentos (como a proteína do soro do leite, por exemplo), na regeneração do líquido revelador na indústria da fotografia e na recuperação dos teores de níquel presentes nos banhos de lavagem da galvanização. Na maioria dos casos, a eletrodialíse é eficiente para separar um efluente líquido contendo entre $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sais inorgânicos em duas soluções, uma concentrada (com teores de até $10.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), outra diluída (com entre $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de sais).

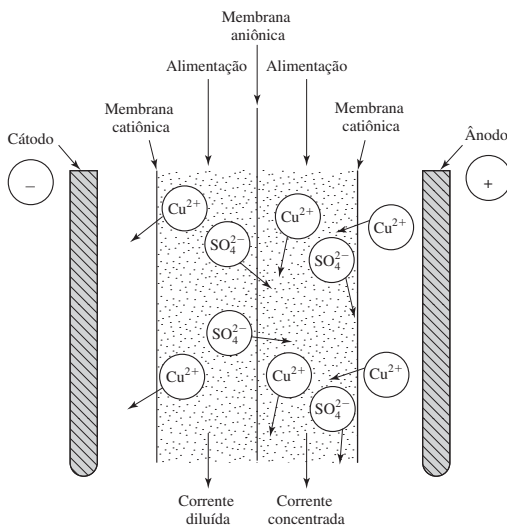


FIGURA 14-7 A eletrodialíse. (Os cátions e os ânions presentes na alimentação têm comportamento idêntico ao do sódio (Na^+) e ao cloro (Cl^-), respectivamente. Com a aplicação de uma diferença de potencial elétrico, as membranas catiônicas permitem apenas a passagem de íons com carga positiva, enquanto as membranas aniônicas permitem apenas a passagem de íons com carga negativa.)

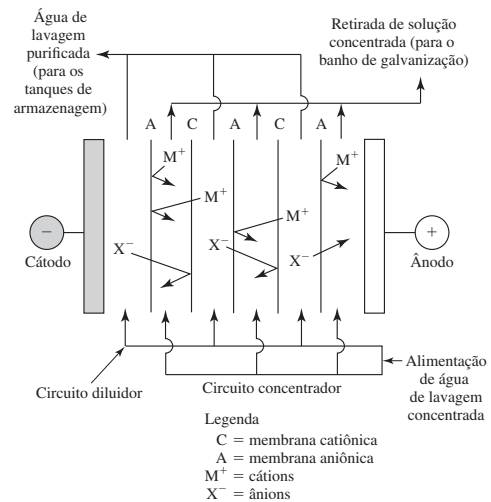


FIGURA 14-8 Representação esquemática do fluxo de uma unidade de eletrodialíse.

Osmose reversa. A osmose é o transporte espontâneo de um solvente de uma solução diluída para uma solução concentrada através de uma membrana semipermeável ideal, a qual impede a passagem do soluto. O transporte de água ocorre em função da maior energia interna da solução diluída em relação à solução concentrada. A vazão do solvente pode ser diminuída exercendo-se pressão no compartimento com a solução, como mostra a Figura 14-9. Se a pressão aplicada for maior do que a pressão osmótica no lado da solução concentrada, o fluxo ocorre em sentido contrário. Com isso, o solvente da solução passa para o compartimento contendo solvente puro, devido ao aumento de energia na solução concentrada causada pelo aumento da pressão hidráulica. Para efluentes resultantes do tratamento de superfícies metálicas, o soluto é o metal e o solvente é a água pura.

As membranas de osmose têm uma ampla gama de aplicações. A pressão aplicada é da ordem de 2800 kPa a 5500 kPa. As membranas disponíveis no mercado apresentam restrições com relação a fatores extremos como o pH ou a presença de agentes oxidantes fortes e de hidrocarbonetos aromáticos. Contudo, algumas membranas são utilizadas no tratamento de banhos de níquel, cobre, zinco e cromo.

Extração por solventes. A extração por solventes, também conhecida por **extração líquido-líquido**, é utilizada para transferir contaminantes específicos de uma solução aquosa para um solvente que tenha maior afinidade pelo composto que se pretende remover. Para o tratamento de efluentes, os contaminantes tendem a migrar da fase aquosa para o solvente. Embora este método seja usado sobretudo na separação de materiais orgânicos, ele também é útil na remoção de metais, nos casos em que o solvente contém um material que reage com o metal, como ocorre na **troca iônica**.

No processo de extração por solvente, o efluente líquido e o solvente são misturados de maneira a permitir a transferência do contaminante para o solvente. Por ser imiscível em água, após a operação de mistura ocorrerá a separação das fases, o que possibilitará a separação das fases. O solvente contendo o contaminante em solução é denominado **extrato** e a fase aquosa purificada de **rafinado**. A exemplo da destilação, há casos em que a separação é realizada em múltiplas etapas, ou estágios. De modo geral, quanto maior o número de estágios, maior o grau de remoção de contaminantes. Os equipamentos utilizados têm diferentes graus de complexidade, desde os mais simples, como os misturadores decantadores, até dispositivos de contato mais complexos, como as colunas pulsadas. Se o extrato for muito concentrado, é possível recuperar material extraído. A destilação muitas vezes é utilizada para recuperar o solvente e compostos químicos reaproveitáveis. Na recuperação de metais, o material utilizado para a extração pode ser regenerado com a adição de um ácido ou de uma base; na prática, ocorre um outro processo de extração, no qual os contaminantes são removidos do solvente. A extração por solventes é muito utilizada no beneficiamento de minérios, no processamento de alimentos, no desenvolvimento de medicamentos e no refino de petróleo.

Incineração

Em um incinerador, as substâncias são decompostas por oxidação a temperaturas próximas de 800°C ou superiores. A destruição do resíduo e de seus componentes perigosos depende da combustibilidade desses materiais. Os principais produtos da combustão de resíduos

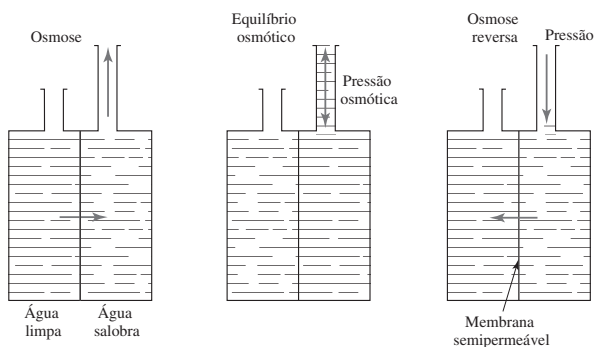


FIGURA 14-9 A osmose direta e a osmose reversa.

orgânicos são o dióxido de carbono, o vapor da água e as cinzas inertes. Outros produtos são formados em quantidades menores.

Os produtos da combustão. Os teores de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre, halogênios e fósforo no resíduo, além do nível de umidade, precisam ser conhecidos para calcular-se a demanda estequiométrica de ar necessária para combustão e prever a composição e o volume dos gases de exaustão gerados. Na prática, a incineração requer excesso de oxigênio para maximizar a formação dos **produtos da combustão completa** (PCCs) e minimizar as concentrações de **produtos da combustão incompleta** (PCIs).

A incineração de compostos orgânicos halogenados forma ácidos halogenados, os quais precisam ser tratados para garantir que as emissões atendam os limites definidos em normas. Os compostos organoclorados são os hidrocarbonetos halogenados mais comuns em resíduos perigosos. A incineração dessas substâncias em excesso de ar forma dióxido de carbono, água e ácido clorídrico. A reação que ocorre na incineração do dicloroetano é um bom exemplo (Wentz, 1989):



O ácido clorídrico com qualquer ácido gerado no processo precisa ser removido antes do lançamento dos gases de combustão na atmosfera.

Alguns resíduos perigosos contêm compostos orgânicos ou inorgânicos contendo enxofre, cuja incineração gera SO_2 . Por exemplo, a destruição do etilmercaptano é descrita pela reação:



Os teores de dióxido de enxofre formados não podem ultrapassar os limites máximos previstos em lei.

A combustão completa é função da oferta de excesso de oxigênio. Todavia, este excesso é determinado apenas empiricamente. Por exemplo, um resíduo de um único hidrocarboneto talvez requeira quantidades menores de ar, comparado a um lodo contendo vários hidrocarbonetos pesados e teor elevado de sólidos. A incineração de lodos e de sólidos exige quantidades de oxigênio em torno de 2 a 3 vezes maiores do que a quantidade estequiométrica. Contudo, teores excessivamente altos de ar devem ser evitados, já que requerem volumes maiores de combustível para incinerar o resíduo, além do maior potencial de geração de óxidos de nitrogênio (NO_x). Além disso, nestas condições o tempo de residência para a oxidação de resíduos perigosos é encurtado, e o volume de emissões tratadas no sistema de controle de poluição atmosférica aumenta.

Os subprodutos da incineração de resíduos perigosos são gerados pela combustão incompleta e pelos próprios produtos da combustão. Os PCIs incluem o monóxido de carbono, hidrocarbonetos, aldeídos, cetonas, aminas, ácidos orgânicos e hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (HAPs), além dos óxidos de nitrogênio. Em um incinerador utilizado de acordo com suas especificações de projeto, as quantidades destes produtos são insignificantes. Contudo, em incineradores mal projetados ou sobrecarregados, os PCIs representam um problema ambiental. Por exemplo, estas condições de incineração promovem a decomposição das PCBs em dibenzofuranos clorados (DBFC), que têm toxicidade elevada. O hexaclorociclopentadieno (HCPD), substância perigosa encontrada em muitos resíduos, é decomposto em uma substância ainda mais tóxica, o hexaclorobenzeno (HCB) (Oppelt, 1981).

A incineração de resíduos perigosos emite material particulado em suspensão, como partículas de óxidos e de sais dos constituintes minerais presentes nos resíduos, além de partículas de combustíveis não totalmente incinerados.

As cinzas também são importantes produtos da incineração. São classificadas como resíduos perigosos, já que muitos metais não volatilizados são convertidos em cinzas. Compostos orgânicos não incinerados também são encontrados no material, o qual pode ser incinerado outra vez. Os metais precisam ser tratados antes da sua disposição no solo.

Fatores relevantes no projeto. As variáveis mais importantes no projeto e na operação de incineradores são a temperatura de combustão, o tempo de residência do gás de combustão e a eficiência da mistura do resíduo com o ar de combustão e com combustíveis auxiliares (Oppelt, 1981).

As propriedades químicas e térmicas determinantes do tempo e da temperatura necessários para a destruição do resíduo são a composição química deste, o poder calorífico líquido e quaisquer outras características (como as propriedades relativas à explosividade, por exemplo), capazes de afetar a incineração ou exigir a adoção de critérios de projeto específicos.

De modo geral, valores elevados de poder calorífico são necessários para resíduos sólidos (em comparação com líquidos ou gases), para a obtenção de temperaturas mais elevadas durante a combustão e para a adoção de maior quantidade de ar, se a combustão deve ser mantida sem o uso de combustíveis auxiliares. Embora a combustão autossustentável, também denominada **combustão autógena**, seja possível com valores de poder calorífico de apenas $9,3 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, a indústria da incineração de resíduos perigosos adota a mistura de resíduos (e de óleo combustível, quando for necessário) para obter valores de poder calorífico da ordem de $18,6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ ou maiores.

A mistura também é utilizada para limitar o teor de cloro livre nos resíduos perigosos clorados a cerca de 30% em massa. O objetivo é reduzir as concentrações de cloro nos gases de combustão. O cloro e, em especial, o ácido clorídrico formados são muito corrosivos, a ponto de degradarem os tijolos refratários utilizados na construção de incineradores, reduzindo a sua resistência e capacidade de isolamento térmico.

Os incineradores de resíduos perigosos são projetados com vistas a atingir 99,99% de eficiência na destruição e remoção (**EDR**) dos principais componentes orgânicos perigosos (**PCOPs**) presentes nos resíduos. Este valor é comumente denominado “EDR dos quatro 9”. Valores mais altos de EDR são chamados de EDR dos cinco 9 ou dos seis 9, isto é, 99,999% e 99,9999%. Devido à complexidade dos resíduos destinados à incineração, o sucesso na previsão do tempo e da temperatura necessários para atingir-se uma EDR de 99,99% é limitado. Testes empíricos (**testes de queima**) são necessários para demonstrar a capacidade de um sistema para atingir estes níveis de remoção. A prática mostra que materiais altamente halogenados são mais difíceis de destruir, comparados aos compostos com grau reduzido de halogenação.

Tipos de incineradores. Duas tecnologias dominam o setor da incineração: a injeção líquida e os incineradores rotativos (Oppelt, 1981). Mais de 90% de todas as unidades de incineração utilizam um destes dois métodos. Destas, mais de 90% usam a injeção líquida. Incineradores com leito fluidizado e sistemas de pirólise (combustão na ausência de oxigênio).

As unidades de injeção líquida podem ser horizontais, verticais ou inclinadas. A maior parte desses incineradores injeta resíduos perigosos no estado líquido a pressões entre 350 kPa e 700 kPa mediante um atomizador na câmara de combustão. O calor liberado varia entre 0,3 e 9 MJ/s. Um combustível auxiliar, como o gás natural ou algum óleo combustível, deve ser utilizado nos casos em que o resíduo não é autógeno. Os resíduos líquidos são atomizados em gotículas com entre 40 μm e 100 μm durante a injeção, as quais volatilizam no fluxo de gás quente. Com isso, ele é oxidado. A eficiência de destruição dos resíduos perigosos líquidos exige a redução do número de gotículas não evaporadas e da quantidade de vapores não reagidos.

O tempo de residência, a temperatura e a turbulência (variáveis estas que, em conjunto, são denominadas “os três Ts”) são otimizados para aumentar a eficiência da destruição. Os tempos de residência mais utilizados estão entre 0,5 s e 2 s, enquanto as temperaturas normalmente ficam entre 800°C e 1600°C. Níveis elevados de turbulência são desejáveis para garantir a destruição dos compostos orgânicos presentes no resíduo. Dependendo do sentido da vazão no incinerador (axial, radial ou tangencial), queimadores e bocais injetores adicionais são instalados no incinerador, a fim de garantir a temperatura, o tempo de residência e o grau de turbulência adequados. As unidades verticais são menos propensas ao acúmulo de cinzas, enquanto as unidades tangenciais liberam quantidades de calor muito altas e são mais eficientes na mistura.

Os incineradores rotativos são utilizados em sistemas de tratamento de resíduos perigosos por conta da versatilidade no processamento de materiais sólidos, líquidos e embalados. A incineração ocorre em um forno rotativo revestido de material refratário, como mostra a Figura 14-10. O forno rotativo é ligeiramente inclinado, para facilitar a mistura dos materiais com o ar circulante e o transporte das cinzas. Um sistema de esteira ou pistão insere os resíduos sólidos e embalados. Líquidos e lodos bombeáveis são alimentados através de um bocal específico. Metais não combustíveis e outros resíduos são descarregados na forma de cinzas, na extremidade oposta do forno.

O diâmetro da maioria dos incineradores rotativos está entre 1,5 m e 4 m e o seu comprimento varia de 3 m a 10 m. A relação comprimento-diâmetro vai de 2 a 8 e a velocidade de rotação pode ser ajustada entre $0,5 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ e $2,5 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, dependendo da necessidade. Velocidades reduzidas e valores elevados de relação comprimento-diâmetro são adotados quando o tempo de residência precisa ser longo. A extremidade de entrada do resíduo tem dispositivos de selagem, para controlar as reações de incineração iniciais.

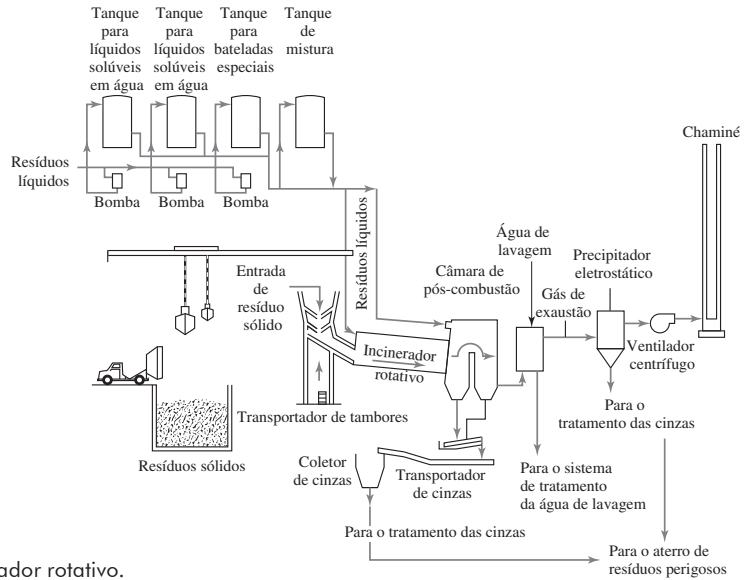


FIGURA 14-10 Incinerador rotativo.

Os tempos de residência de resíduos perigosos são definidos com base na velocidade de rotação e na inclinação do forno. O tempo de residência necessário para volatilizar o resíduo é controlado pela velocidade do gás. O tempo de retenção de sólidos no incinerador pode ser estimado utilizando-se a equação abaixo (o coeficiente 0,19 é baseado em dados experimentais):

$$t_o = \frac{0,19L}{NDS} \quad (14-7)$$

onde t_o = tempo de retenção (min)
 L = comprimento (m)
 N = velocidade de rotação (rpm)
 D = diâmetro (m)
 S = inclinação ($m \cdot m^{-1}$)

Muitos sistemas que utilizam incineradores rotativos têm câmaras de combustão secundárias (isto é, de pós-combustão), para garantir a destruição completa dos resíduos perigosos. As temperaturas de operação da unidade principal variam de 800°C a 1600°C, enquanto a câmara de pós-combustão opera com temperaturas entre 1000°C e 1600°C. Como prática geral, os resíduos líquidos são injetados na câmara de combustão secundária. Os resíduos volatilizados e queimados são direcionados para a câmara secundária, onde oxigênio adicional é fornecido e resíduos líquidos ou combustíveis com poder calorífico elevado são introduzidos para promover a combustão total. Tanto a câmara de pós-combustão como a de combustão principal são equipadas com um sistema auxiliar de partida do processo.

Os fornos utilizados na fabricação de cimento são muito eficientes na queima de resíduos perigosos. Os tempos de residência longos e as temperaturas de operação elevadas ultrapassam os valores necessários para a destruição da maioria dos resíduos. O ácido clorídrico gerado por resíduos de hidrocarbonetos clorados é neutralizado com cal no interior do próprio incinerador, o que ajuda a reduzir a alcalinidade do cimento produzido. Embora a queima de resíduos perigosos represente uma economia para a indústria do cimento, o processo de obtenção de permissões e a resistência da sociedade inibem o uso desses resíduos para a finalidade.

Controle da poluição atmosférica (CPA). Os sistemas típicos de CPA instalados em um incinerador incluem uma câmara de pós-combustão, um lavador de gases, um removedor de névoa e um controlador de material particulado fino. As câmaras de pós-combustão são usadas para incinerar subprodutos orgânicos que passaram pela câmara de combustão principal. Lavadores

de gases são utilizados para remover o material particulado, gases ácidos e compostos orgânicos residuais do gás de combustão. Os metais não são destruídos no processo, embora alguns sejam volatilizados e coletados no equipamento de controle de poluição atmosférica. Quaisquer gotículas que escapem do lavador são capturadas em um coletor de névoa. A etapa final da limpeza do gás é a remoção das partículas finas persistentes, a qual é realizada por precipitadores eletrostáticos. A água de lavagem e os resíduos de outros equipamentos de CPA são considerados perigosos e precisam ser tratados antes da sua disposição final.

Obtenção de permissões para o uso de incineradores de resíduos perigosos.

O processo de concessão de licenças para a utilização de incineradores para a combustão de resíduos perigosos é complexo. Ele é composto de várias etapas em nível federal, estadual e local. Devido à variedade de regulamentações locais e estaduais sobre o manuseio, o transporte, o tratamento e o descarte de resíduos perigosos, além das regras de operação de incineradores, as unidades de incineração que solicitam essas permissões estão sujeitas a critérios muito variados de concessão.

De modo geral, as permissões para a incineração de resíduos perigosos são elaboradas segundo a RCRA federal e sua versão estadual. As permissões para incinerar PCBs são baseadas na Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (*Toxic Substances Control Act*, TSCA) e outras leis das jurisdições estadual e federal nos Estados Unidos. Contudo, permissões das autoridades locais são necessárias em alguns casos. Independentemente da esfera administrativa, dados sobre a operação e o desempenho esperado do incinerador devem ser fornecidos. Audiências públicas e discussões sobre os efeitos ambientais da incineração também são realizados como parte do processo.

Os incineradores de resíduos perigosos precisam atender a três critérios de desempenho (Theodore e Reynolds, 1987):

1. *Os principais constituintes orgânicos perigosos (PCOPs).* O valor da EDR para determinado PCOP é definido como a porcentagem em massa do composto removida do resíduo. Os critérios de desempenho exigem que a EDR de cada PCOP designado seja 99,99% ou maior. O critério de desempenho da EDR exige, implicitamente, a amostragem e a análise do resíduo para determinar as quantidades de PCOPs presentes no resíduo e no gás de exaustão da chaminé. Estes procedimentos são realizados em testes-piloto. (O termo *PCOP designado* é explicado nos parágrafos abaixo). A EDR é determinada para PCOP com base em um balanço de massa do resíduo introduzido no incinerador e do gás de exaustão da chaminé.*

$$EDR = \frac{(W_{\text{entrada}} - W_{\text{saída}})}{W_{\text{entrada}}} \times 100\% \quad (14-8)$$

onde W_{entrada} = velocidade de entrada de um PCOP no fluxo de resíduo

$W_{\text{saída}}$ = emissão (em massa) do mesmo PCOP presente nas emissões antes da liberação na atmosfera.

2. *O ácido clorídrico.* Um incinerador que queima resíduos perigosos e gera gases de exaustão com mais de $1,8 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ de HCl precisa controlar esta substância a este nível ou a 1% do HCl presente no gás, antes que este entre em um equipamento de controle de poluição.
3. *Os particulados.* As emissões de material particulado são limitadas em $180 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão do gás de exaustão da chaminé, corrigido para 7% de oxigênio. Este ajuste é realizado calculando-se a concentração corrigida:

$$P_c = P_m \frac{14}{(21 - Y)} \quad (14-9)$$

onde P_c = concentração do material particulado corrigida ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão)

P_m = concentração medida do material particulado ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão)

Y = porcentagem de oxigênio no gás de exaustão da chaminé seco

*Observe que este balanço de massa não é relativo ao incinerador. O resíduo perigoso retido na água de lavagem, o resíduo retido no equipamento de controle de poluição atmosférica e as cinzas não são contabilizados. Logo, a oxidação pode ser muito baixa e, mesmo assim, o incinerador atende ao critério de EDR de 99,99% se o lavador for eficiente ou se os resíduos forem convertidos em cinzas. Está é a razão pela qual os resíduos são considerados perigosos e precisam ser tratados antes da sua disposição final.

Logo, uma redução da concentração de material particulado decorrente exclusivamente do aumento da vazão de ar na chaminé não é válida. Da mesma forma, uma redução da concentração de material particulado devido apenas à redução do fluxo de ar na chaminé não é penalizada.

A observação destes critérios de desempenho é documentada em um **teste de queima** para a incineração dos resíduos processados na unidade. Como parte do processo de obtenção de permissão segundo a RCRA, este teste é obrigatório. Ele deve detalhar a análise dos resíduos, a descrição do incinerador, as rotinas de amostragem e monitoramento, o agendamento do teste e as informações sobre o controle do processo. Se a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos entender que o projeto é adequado, uma permissão temporária é emitida, a qual permite ao proprietário ou ao operador da unidade construir o incinerador e iniciar o procedimento do teste de queima.

A permissão temporária compreende quatro fases da operação. Na primeira, logo após a construção, a unidade é operada em **regime de teste** para identificar problemas de funcionamento e garantir que esteja pronta para o teste de queima. Esta fase do processo de obtenção de permissão é limitada a 720 horas de operação com resíduos perigosos. O teste de queima é realizado na segunda fase.

Para verificar se o incinerador atende os critérios de desempenho relativos aos PCOPs durante o teste de queima, não é necessário que a EDR seja medida para cada PCOP identificado no resíduo. Com base na dificuldade de serem degradados pela via térmica e na concentração do composto no resíduo, os PCOPs com maiores chances de terem valores baixos de EDR são denominados **PCOPs designados** para o teste de queima. As equipes de concessão de permissões da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos atuam ao lado dos proprietários ou operadores da unidade de incineração para determinar os PCOPs presentes que devem ser designados para a amostragem e a análise durante o teste.

Nos casos em que o número de resíduos é muito grande, um PCOP com baixo potencial de incineração, quando presente em concentração elevada, pode ser indicado para o teste. Este PCOP é chamado de **PCOP substituto**, o qual não precisa estar presente no resíduo normal. Contudo, este composto deve representar uma maior dificuldade na incineração, comparado aos outros PCOPs encontrados no resíduo.

A terceira fase consiste na finalização do teste de queima e submissão dos resultados. Em média, esta etapa se prolonga por meses, período este em que o incinerador é operado de acordo com as condições especificadas.

Se os critérios de desempenho forem atendidos durante o teste, a unidade poderá iniciar a quarta e última etapa, a qual se estenderá pela validade da permissão. Nos casos em que o teste de queima mostra que a incineração não atende às especificações, a permissão temporária deverá ser modificada para permitir a realização de um segundo teste.

EXEMPLO 14-4

Uma mistura de resíduos contendo três PCOPs designados (clorobenzeno, tolueno e xileno) será utilizada em um teste de queima a 1000°C. As concentrações destes compostos na vazão de alimentação do resíduo e nos gases emitidos na chaminé são dadas na tabela abaixo. A vazão do gás de exaustão na chaminé é $375,24 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ (em metro cúbico seco padrão). A unidade atende aos critérios de incineração?

Composto	Entrada ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)	Saída ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)	Composto	Entrada ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)	Saída ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)
Clorobenzeno ($\text{C}_6\text{H}_5\text{Cl}$)	153	0,010	HCl		1,2
Tolueno (C_6H_8)	432	0,037	Particulados com 7% de O_2		3,615
Xileno (C_8H_{10})	435	0,070			

As concentrações na saída foram medidas na chaminé, após a passagem por um equipamento de CPA.

Solução Cálculo da EDR de cada PCOP.

$$\text{EDR} = \frac{W_{\text{entrada}} - W_{\text{saída}}}{W_{\text{entrada}}} \times 100$$

$$\text{EDR}_{\text{clorobenzeno}} = \frac{153 - 0,010}{153} \times 100 = 99,993\%$$

$$\text{EDR}_{\text{tolueno}} = \frac{432 - 0,037}{432} \times 100 = 99,991\%$$

$$\text{EDR}_{\text{xileno}} = \frac{435 - 0,070}{435} \times 100 = 99,984\%$$

O valor da EDR para cada PCOP precisa ser, pelo menos, 99,99%. Nestas condições, o PCOP designado xileno não atende ao critério estabelecido. Os outros têm valores de EDR maiores do que 99,99%.

É necessário avaliar se a combustão atende aos critérios relativos às emissões de HCl, as quais não podem ultrapassar $1,8 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ ou 1% do teor de HCl no efluente antes da passagem pelo equipamento de controle, o valor que for maior. É óbvio que o valor de $1,2 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ está abaixo do limite. Este resultado bastaria para demonstrar que o critério é atendido, mas é necessário calcular as taxas de emissão antes da passagem pelo equipamento de controle, para fins de comparação, com base na hipótese de que todo o cloro no resíduo inserido no incinerador seja convertido em HCl. A velocidade de alimentação do clorobenzeno (M_{CB}) em base molar é:

$$M_{\text{CB}} = \frac{W_{\text{CB}}}{(\text{MM})_{\text{CB}}} = \frac{(153 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1})(1000 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1})}{112,5 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}} = 1360 \text{ mol} \cdot \text{h}^{-1}$$

onde M_{CB} = vazão molar do clorobenzeno

$(\text{MM})_{\text{CB}}$ = massa molar do clorobenzeno

Cada molécula de clorobenzeno tem um átomo de cloro. Logo:

$$M_{\text{HCl}} = M_{\text{CB}} \\ = 1360 \text{ mol} \cdot \text{h}^{-1}$$

$$W_{\text{HCl}} = \text{MM do HCl} (\text{mol} \cdot \text{h}^{-1}) \cdot M_{\text{CB}} \\ = (36,5 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1})(1360 \text{ mol} \cdot \text{h}^{-1}) \\ = 49.640 \text{ g} \cdot \text{h}^{-1}, \text{ ou } 49,64 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$$

Esta é a taxa de emissão de HCl antes da passagem pelo equipamento de controle. A emissão de $1,2 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ é maior do que 1% da emissão antes do controle, isto é:

$$1\% \text{ da emissão antes do equipamento de controle} = (0,01)(49,64) \\ = 0,4964 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$$

Contudo, a emissão de HCl pelo incinerador está abaixo do limite aceitável, que é de $1,8 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$.

A concentração de material particulado foi medida em 7% de O_2 e, portanto, não precisa ser corrigida. A concentração de particulados na saída ($W_{\text{saída}}$) é:

$$W_{\text{saída}} = \frac{(3,615 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1})(10^6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{(375,24 \text{ m}^3 \text{ seco padrão} \cdot \text{min}^{-1})(60 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1})} = 160 \text{ mg} \cdot \text{dscm}^{-1} \text{ seco padrão}$$

Este valor está abaixo do padrão estabelecido, que é de $180 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão, e, desta forma, o incinerador atende aos requisitos para os particulados. Contudo, como o incinerador não atende à EDR para xileno, a unidade esta em desacordo com a legislação.

Regulamentações para as PCBs. Nos Estados Unidos, a incineração de PCBs é regulamentada pela Lei de Controle de Substâncias Tóxicas e não pela Lei de Recuperação e Conservação de Recursos (RCRA) (Wentz, 1989). Logo, algumas condições estipuladas no processo de

obtenção de permissões para a incineração destas substâncias são diferentes daquelas adotadas para outros resíduos.

Os critérios para a incineração de PCBs líquidas são três:

1. *O tempo e a temperatura.* Uma das duas condições precisa ser atendida: o tempo de residência das PCBs no incinerador precisa ser 2 s a $1200^{\circ}\text{C} \pm 100^{\circ}\text{C}$ com 3% de oxigênio no gás de exaustão da chaminé, ou 1,5 s a $1600^{\circ}\text{C} \pm 100^{\circ}\text{C}$ com 2% de oxigênio no gás de exaustão.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos interpretou estas condições para exigir que a EDR das PCBs seja $\geq 99,9999\%$.

2. *A eficiência da combustão.* A eficiência da combustão mínima é 99,99%, calculada com a fórmula:

$$\text{Eficiência de combustão} = \frac{C_{\text{CO}_2}}{C_{\text{CO}_2} + C_{\text{CO}}} \times 100\% \quad (14-10)$$

onde C_{CO_2} = concentração do dióxido de carbono no gás de exaustão da chaminé

C_{CO} = concentração do monóxido de carbono no gás de exaustão da chaminé

3. *O monitoramento e o controle.* Além dos limites permitidos, os proprietários e operadores de incineradores devem monitorar e controlar as variáveis que afetam o desempenho dos equipamentos. A taxa e a quantidade de PCBs injetadas no sistema de combustão são medidas a intervalos regulares de no máximo 15 minutos. As temperaturas do processo de incineração são medidas e registradas constantemente. O fluxo das PCBs para o interior do incinerador é interrompido nos casos em que a temperatura de combustão cair abaixo dos valores especificados (1200°C ou 1600°C), quando ocorre uma falha no equipamento, quando os equipamentos de medição das taxas e quantidades das substâncias sofrem alguma pane, ou quando o nível de oxigênio cai abaixo do valor especificado. Lavadores de gases são usados para remover o HCl durante o processo.

Além disso, um teste de queima é realizado para medir os seguintes parâmetros no gás de exaustão da chaminé:

Oxigênio (O_2)	Teor total de substâncias cloradas
Monóxido de carbono (CO)	PCBs
Oxidos de nitrogênio (NO_x)	Material particulado total
Ácido clorídrico (HCl)	

Um incinerador utilizado para a queima de PCBs que não estejam no estado líquido ou equipamentos e contêineres que utilizam ou armazenam estas substâncias precisam seguir as mesmas regras adotadas na combustão das PCBs líquidas. Além disso, as emissões atmosféricas em base mássica não podem ultrapassar 0,001 g de PCB por quilograma do produto inserido no equipamento, isto é, a EDR precisa ser 99,9999%.

Estabilização-solidificação

Devido ao fato de serem elementos puros, alguns resíduos, como o níquel, por exemplo, não podem ser destruídos ou descontaminados pela via física ou química. Portanto, depois de serem separados de uma solução aquosa e concentrados na forma de cinzas ou lodos, os constituintes perigosos formam compostos estáveis que atendem aos critérios de lixiviação para a disposição no solo.

A nomenclatura desta tecnologia de tratamento evoluiu nos últimos 10 anos. No começo da década de 1980, termos como “fixação e encapsulamento químico” e “ligação” eram utilizados como sinônimos de solidificação e estabilização. Com a promulgação da lei sobre a disposição no solo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabeleceu uma definição mais precisa do processo de estabilização-solidificação, revogando o uso de outros termos (U.S. EPA, 1988b). A agência associou a solidificação à estabilização porque o material resultante destes tratamentos precisa ser estável e sólido. Logo, a **estabilidade** é determinada pelo grau de resistência da mistura de resíduos perigosos e aditivos químicos à lixiviação segundo o **Procedimento de Lixiviação da Toxicidade** (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*, TCLP) (55 FR 22530, 1990). Logo, de acordo com a definição adotada pela agência, estabilização-solidificação se refere conjunto de processos de tratamento que reduzem a mobilidade dos constituintes perigosos pela via química.

A lixiviação é reduzida com a formação de uma estrutura de rede ou de ligações químicas que unem os constituintes químicos e, com isso, limitam a sua mobilidade, ou seja, quantidade que é lixiviada quando água ou um ácido fraco entra em contato com a matriz de resíduos. Existem dois processos principais de estabilização-solidificação: o processo à base de cimento e o processo à base de cal. Em cada um deles os aditivos são misturados às cinzas ou ao lodo e água. A seguir, o material permanece em repouso até formar um sólido. As proporções corretas dos componentes da mistura são determinadas por testes experimentais com amostras do resíduo. O agente estabilizante pode ser substituído por outros aditivos, como silicatos, por exemplo. De modo geral, esta tecnologia é aplicada para resíduos contendo metais com pouca ou nenhuma contaminação com compostos orgânicos ou graxas.

14-7 DISPOSIÇÃO NO SOLO

Injeção em poços profundos

A **injeção em poços profundos** consiste no bombeamento de resíduos em formações geológicas seguras. Os pré-requisitos técnicos gerais para um sistema de injeção de resíduos perigosos incluem (Warner, 1998):

1. A existência de uma formação capaz de reter água salobra ampla e permeável o bastante.
2. A presença de camadas de confinamento superior e inferior impermeáveis, capazes de reterem os resíduos na região delimitada para confinamento.
3. A ausência de trincas, falhas geológicas, juntas e poços abandonados que permitam a migração dos resíduos.

Estes pré-requisitos são baseados no conhecimento sobre as características geológicas e hidrológicas subsuperficial. Além disso, em muitos casos é necessário tratar os resíduos antes da injeção. O objetivo é modificar as características do resíduo para que ele se torne compatível com os equipamentos de injeção e as camadas geológicas do local. Algumas das características que devem ser consideradas são a presença de microrganismos, de sólidos suspensos e de gases aprisionados ou dissolvidos.

Nos Estados Unidos, o bombeamento de resíduos nestas formações é realizado sobretudo na Louisiana e no Texas. Ao promulgar o terceiro e último conjunto de restrições ao descarte no solo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos permitiu o descarte de resíduos em poços de injeção classe I para resíduos descartados de acordo com a Lei da Água Limpa daquele país (55 FR 22530, 1990).

Ressalta-se que esta prática resultou em vários problemas de contaminação, o que tem limitado a sua utilização como opção para a disposição final de resíduos.

Tratamento no solo

O tratamento no solo, do termo em inglês *landfarming*, consiste na incorporação do resíduo no solo, a exemplo do que é feito com fertilizantes e dejetos animais. Os microrganismos presentes no solo degradam a fração orgânica do resíduo. Esta prática é proibida segundo as restrições de disposição no solo em vigor nos Estados Unidos.

Aterros

Embora esteja longe de ser uma solução ideal, o uso de aterros para o descarte de resíduos perigosos é uma alternativa que certamente se tornará importante no futuro. Além disso, sabe-se que as cinzas da incineração, os fundos de lavadores e os resíduos resultantes do tratamento biológico, químico e físico precisam ser descartados de forma confiável, de acordo com processos economicamente viáveis. No cenário atual, os aterros são a única opção disponível.

O problema básico com o descarte de resíduos perigosos em aterros diz respeito ao movimento da água, resultado da precipitação sobre o local de disposição e do escoamento da água no interior da massa de resíduos. A dissolução dos constituintes que integram os materiais descartados pode resultar na transferência de contaminantes do local de disposição para outras regiões e, em muitos casos, para um aquífero. Os problemas associados à poluição de águas subterrâneas acarretam a condenação de poços e promovem a contaminação de corpos hídricos superficiais associados ao aquífero subterrâneo. Em muitos casos, a contaminação desses poços

é detectada muitos anos após o início da disposição, por conta das baixas velocidades de escoamento das águas subterrâneas. A adsorção de algumas espécies químicas nas partículas do solo também retarda o movimento da pluma contaminante.

A poluição hídrica causada pelas unidades de disposição de resíduos pode ocorrer de várias formas. O lixiviado liberado por aterros sanitários escorre pelas laterais da estrutura, emergindo como escoamento superficial. Contudo, ele pode infiltrar lentamente pela zona insaturada do solo, de onde passa para um aquífero. A ruptura das mantas de impermeabilização ou qualquer rachadura em um tanque de armazenagem subterrâneo também são causas da migração descendente de contaminantes para o lençol freático. Em alguns casos, esta migração é impedida por barreiras geológicas relativamente impermeáveis, como uma camada de argila, por exemplo.

A menos que sejam adotadas medidas para a remediação do local, os resíduos dispostos atuam como fonte contínua de poluição. Os constituintes poluentes são continuamente transportados da subsuperfície pela parcela de água precipitada que infiltra no solo. Logo, a recomendação geral é que os locais que recebem resíduos perigosos sejam construídos sobre uma barreira natural, embora o uso de um sistema impermeabilizante deva ser adotado em todas as situações. Além disso, um sistema adequado de instrumentação e controle precisa ser instalado no local para monitorar as condições dos aquíferos locais. O lixiviado gerado é coletado por um sistema apropriado e enviado a uma unidade de tratamento.

A existência de aterros seguros depende de dois fatores principais: (1) a escolha do local adequado; e (2) a construção das instalações que assegurem o confinamento dos resíduos. A discussão abaixo foi baseada em uma importante obra de referência sobre o tema (Wood et al., 1984).

A escolha do local. A seleção de um local adequado para um aterro de resíduos perigosos deve levar em consideração quatro aspectos fundamentais: (1) a qualidade do ar, (2) a qualidade das águas subterrâneas, (3) a qualidade das águas superficiais; e (4) a migração subsuperficial de gases e de lixiviados. Além dos aspectos sociopolíticos, que não foram incluídos na relação acima, os três últimos são os principais a serem considerados neste processo.

A avaliação da qualidade do ar é importante para prevenir efeitos adversos como a volatilização, a geração e a migração de gases e o transporte de resíduos pelo vento. De modo geral, estes fatores podem ser controlados com a adoção de técnicas de construção apropriadas.

Os fatores hidrogeológicos que influenciam o processo de seleção de um local são a hidrologia, o clima, a geologia e as características do solo.

As variáveis hidrogeológicas que têm influência na escolha de um local para a construção de um aterro de resíduos perigosos incluem a distância em relação ao lençol freático, o gradiente hidráulico, a proximidade de poços e a proximidade de águas superficiais. A localização de um local para disposição em relação aos estoques hídricos locais e ao tipo de materiais naturais encontrados entre o local selecionado e estes estoques influenciam a migração de contaminantes. Nos casos em que a distância entre a superfície e o lençol freático é pequena, o tempo de percurso do contaminante é curto, o que limita as opções de mitigação antes de a contaminação se dispersar pela zona saturada, na horizontal. É importante que a distância média ao lençol freático seja grande o bastante para que os contaminantes possam ser atenuados de modo adequado. Esta medida também facilita o monitoramento da zona saturada e permite detectar vazamentos e implantar ações de remediação no momento propício.

Outro aspecto importante é a existência de um gradiente hidráulico ascendente em relação ao estoque hídrico local. Quanto mais inclinado for o gradiente, maior será a velocidade da água e, portanto, menor o tempo disponível para a adoção de medidas de descontaminação. Logo, gradientes hidráulicos moderados são os mais indicados.

A distância entre o local de disposição e os poços de captação de água e de corpos hídricos superficiais deve ser a maior possível, no intuito de proteger essas águas na ocorrência de um vazamento de contaminantes do aterro. Além disso, a proximidade da unidade em relação a águas superficiais precisa levar em conta os riscos de inundação, a qual compromete a estrutura da instalação de disposição, causando o extravasamento de resíduos. Logo, é essencial que a unidade não seja construída em uma área plana sujeita a inundações.

O clima é considerado um fator muito importante na migração de contaminantes. Contudo, ele pode ser excluído do projeto de uma unidade de disposição quando os locais cogitados estão em uma região onde as variações climáticas são pequenas.

A integridade das rochas nos locais para disposição tem relevância no contexto das zonas de riscos sísmicos e da subsidência (afundamento), ou da clivagem do terreno. As zonas de risco sísmico são áreas com grandes probabilidades de serem afetadas por terremotos. Elas indicam a presença de falhas ou fraturas geológicas, fenômenos estes que são muito importantes, já que representam um caminho natural para o fluxo de contaminantes, mesmo em rochas pouco porosas e com baixa condutividade hidráulica. A atividade sísmica pode danificar as células do aterro e os tanques de armazenagem em uma unidade de descarte de resíduos perigosos em terra, mesmo após a desativação.

A **capacidade de transporte** diz respeito às características do solo que propiciam a migração de contaminantes. Logo, quanto maior for a capacidade de transporte, mais intensa será a migração. Solos com condutividade hidráulica reduzida retardam o fluxo de águas subterrâneas, atuando como defesa natural contra o movimento de contaminantes. As planícies sedimentares e as regiões de deltas de rios são compostas de misturas heterogêneas de areia e cascalho, as quais têm alta condutividade hidráulica. Nessas condições, os contaminantes se movem com grande velocidade. Em contrapartida, materiais como a argila e o silte têm condutividade hidráulica baixa, o que inibe a migração de resíduos.

A **capacidade de sorção** é função do pH, do tipo de solo e do teor de matéria orgânica e de sais predominantes. A sorção é composta de dois fenômenos, a absorção e a adsorção. A sorção é importante como fator limitante do movimento de metais, do fósforo e de compostos orgânicos. A **capacidade de troca catiônica (CTC)** é uma medida da capacidade do solo de trocar cátions. Quanto maior for a CTC, maior será a quantidade de cátions potencialmente retidos. A capacidade do solo de retardar a migração de contaminantes também é função da presença de diversos óxidos hidratados, sobretudo os de ferro, além de compostos de carbonato e de fosfato, os quais precipitam metais pesados em solução.

O potencial hidrogeniônico (pH) do solo influencia o mecanismo dominante de remoção de cátions metálicos. Para valores de $\text{pH} < 5$ o mecanismo prevalente é a adsorção, enquanto a precipitação prepondera em meios com $\text{pH} > 6$.

A construção de um aterro seguro. Em linguagem simples, um aterro seguro é aquele que não permite a passagem de chorume, ou outros contaminantes presentes na matriz de resíduos, capazes de afetar a qualidade de águas superficiais e subterrâneas (Josephson, 1981). Os escoamentos gerados em um aterro seguro não são aceitáveis durante a sua operação e após o encerramento das atividades de recebimento de resíduos.. Da mesma forma, o deslocamento interno ou externo, que pode ocorrer devido à subsidência do solo, deslizamentos e inundação da matriz, não é permitido. Os resíduos dispostos em aterros seguros não podem migrar para outros locais.

É praticamente impossível criar uma barreira completamente impermeável para resíduos perigosos e garantir sua integridade por tempo indeterminado. O projeto e a operação de um aterro são regulamentados para minimizar a migração de contaminantes. As normas em vigor nos Estados Unidos (40 CFR 264.300) para aterros sanitários exigem (1) uma ou duas mantas de impermeabilização (no mínimo), (2) um sistema de coleta de chorume sobre e entre as camadas, (3) um sistema de drenagem superficial para coletar e controlar o escoamento resultante de uma tempestade em 24 horas com período de retorno de 25 anos, (4) poços de monitoramento e (5) uma cobertura (Figura 14-11).

O sistema de impermeabilização com manta precisa incluir (57 FR 3462, 1992):

1. Um revestimento superior, projetado e construído com materiais específicos (como uma geomembrana, por exemplo) para impedir a migração de constituintes perigosos durante a utilização do aterro e ao longo do período de monitoramento após a desativação.
2. Um revestimento inferior, formado, ao menos, com dois elementos. O componente superior é projetado e construído com materiais específicos (como uma geomembrana, por exemplo) para impedir a migração de constituintes perigosos durante a utilização do aterro e ao longo do período de monitoramento após a desativação. A camada inferior precisa ser projetada e construída com materiais que minimizem a migração de constituintes perigosos na ocorrência de uma ruptura no componente superior. O componente inferior é composto de uma camada de solo compactado com condutividade hidráulica máxima de $1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$.

O sistema de coleta e remoção de chorume (CRC) instalado sobre a camada superior é projetado, construído, operado e mantido com vistas a coletar e remover o chorume de maneira

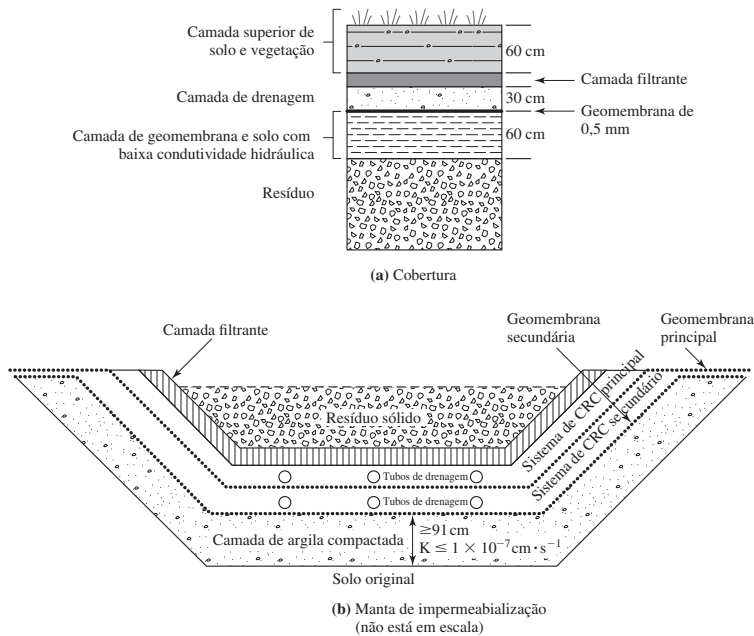


FIGURA 14-11 Manta de impermeabilização simples e camada de cobertura para um aterro sanitário.

a garantir que a altura máxima da camada de chorume sobre a camada superior não ultrapasse 30 cm. O CRC entre as duas mantas e imediatamente sobre a manta inferior também atua como sistema de detecção de vazamentos. O CRC deve:

1. Ser construído com uma inclinação de 1% ou mais no fundo.
2. Ser construído em material granular que favoreça a drenagem, com condutividade hidráulica mínima de $1 \times 10^{-2} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ e espessura de 30 cm ou mais, ou ser construído com materiais sintéticos ou uma georrede com transmissividade de $3 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ou maior.
3. Ser resistente o bastante para impedir o colapso e o entupimento.

O sistema de coleta inclui bombas com potência o bastante para remover os líquidos e impedir a acumulação do lixiviado na camada de drenagem. O líquido coletado é tratado de acordo com as especificações de despejo de contaminantes. O lixiviado tratado pode ser despejado no sistema de tratamento de efluentes domésticos ou em um curso de água.

A quantidade de lixiviado pode ser estimada utilizando-se a lei de Darcy (ver o Capítulo 7). O gradiente hidráulico de uma manta impermeabilizante é representado na Figura 14-12. A vazão não pode exceder a quantidade de líquido disponível, isto é, o produto da precipitação e a área do aterro. O tempo de percurso de um contaminante na camada de solo é calculado dividindo-se o comprimento do trajeto (T) pela velocidade (Equação 7-14).

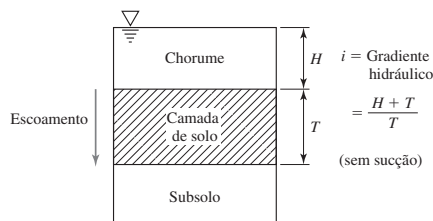


FIGURA 14-12 Cálculo de um gradiente hidráulico para a camada impermeabilizante de um aterro.

EXEMPLO 14-5

Qual é o tempo de migração de um lixiviado através de uma camada de argila com 0,9 m de espessura e $1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ de condutividade hidráulica, se a altura da coluna de lixiviado sobre a camada de argila é 30 cm e a porosidade do material é 55%?

Solução A velocidade de Darcy é dada pela Equação 7-12.

$$v = K \left(\frac{dh}{dr} \right)$$

onde o gradiente hidráulico (dh/dr) é definido na Figura 14-12.

$$\frac{dh}{dr} = \frac{0,30 \text{ m} + 0,9 \text{ m}}{0,9 \text{ m}} = 1,33$$

Logo, a velocidade de Darcy é:

$$v = (1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1})(1,33) = 1,33 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$$

A Equação 7-14 dá a velocidade de infiltração:

$$v' = \frac{K(dh/dr)}{\eta} = \frac{1,33 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}}{0,55} = 2,42 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$$

Portanto, o tempo de migração é:

$$t = \frac{T}{v'} = \frac{(0,9 \text{ m})(100 \text{ cm} \cdot \text{m}^{-1})}{2,42 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}} = 3,71 \times 10^8 \text{ s, ou 12 anos}$$

O operador do aterro precisa manter registros atualizados sobre a localização e a dimensão de cada célula. Todas são representadas em um mapa com legendas associadas a marcadores verticais e horizontais localizados no aterro. Os registros descrevem os conteúdos das células e a localização aproximada dos resíduos perigosos no interior delas.

A finalidade do monitoramento de águas subterrâneas é garantir que os programas de gestão de escoamentos superficiais e do lixiviado do aterro sejam implantados corretamente, impedindo a contaminação. Contudo, nos casos em que ela ocorre, é preciso emitir um alerta o mais cedo possível e adotar as medidas necessárias. O número de poços de inspeção precisa ser grande o bastante para descrever a qualidade da água a montante e a jusante do aterro, considerando-se a direção de escoamento do aquífero. As normas disponíveis descrevem o modo como os poços de monitoramento são escavados, revestidos, selados, amostrados e localizados, com ênfase na localização dos poços a jusante do local de disposição de resíduos.

A qualidade geral de águas subterrâneas, sobretudo as condições do aquífero mais próximo da superfície passível de ser utilizado para a captação de água potável, precisa atender aos padrões definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. A vazão de cada poço de captação é calculada a cada semana durante a vida útil e o período de desativação do aterro, e mensalmente ao longo da pós-desativação. Se o lixiviado encontra um caminho até as águas subterrâneas, o operador do aterro deve elaborar um plano de avaliação para apresentação à agência, descrevendo como será feita a remediação.

14-8 CONTAMINAÇÃO E REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O processo de contaminação

Os aterros para resíduos perigosos não são a única fonte de contaminação de águas subterrâneas (Wentz, 1989). Outras fontes incluem os aterros sanitários, as fossas sépticas, as atividades agrícolas e de mineração, o descarte clandestino e o vazamento de tanques subterrâneos. Estima-se que 5 mil tanques de combustível subterrâneos instalados em postos de gasolina dos Estados Unidos apresentem algum tipo de vazamento.

O risco de contaminação de águas subterrâneas é função das características geológicas e hidrológicas do local utilizado para disposição. Os processos de contaminação e de transporte de contaminantes foram discutidos no Capítulo 9.

O procedimento de remediação de águas subterrâneas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

O programa federal de remediação de áreas contaminadas segue a sequência de procedimentos mostrada na Figura 14-13. As etapas do programa são discutidas nos parágrafos abaixo.

Avaliação preliminar. O envolvimento da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos inicia com a identificação de um local utilizado para a disposição de resíduos perigosos. As informações iniciais são geradas por fontes diversas, como a população e autoridades locais, as agências ambientais oficiais e os operadores ou proprietários do local. Os conhecimentos gerais sobre os possíveis problemas associados a setores industriais específicos são úteis.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos desenvolveu um sistema de inspeção denominado Sistema Abrangente de Informações sobre Reposta, Compensação e Responsabilidade Ambientais (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Information System*, CERCLIS), utilizado para documentar os locais elegíveis para ações de remediação naquele país. O programa tem caráter permanente e identifica os locais à medida que as informações pertinentes são obtidas. O número de locais contemplados pelo CERCLIS é grande e deve aumentar ainda mais no futuro, com a descoberta de locais contaminados abandonados. Em setembro de 2005, a Lista Nacional de Áreas Prioritárias contava com 1239 locais, enquanto o número de locais presentes no catálogo do CERCLIS era 12.031 (U.S. EPA, 2005).

A **avaliação preliminar** é a primeira etapa na identificação do potencial de contaminação de determinado local. Os principais objetivos desta avaliação são identificar a liberação de um contaminante no meio ambiente, calcular os riscos imediatos para a população local e decidir se uma inspeção é necessária. As amostras utilizadas na análise ambiental normalmente são coletadas durante essa avaliação. Após, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos ou o órgão estadual competente determinar se uma ameaça à população local exige uma ação de remoção imediata. Do contrário, com base na avaliação preliminar, o local é classificado pela agência segundo três categorias:

1. Ações adicionais não são necessárias, já que não há riscos para a vida humana ou o meio ambiente.
2. Informações adicionais são indispensáveis para finalizar a avaliação preliminar.
3. A inspeção do local é obrigatória.

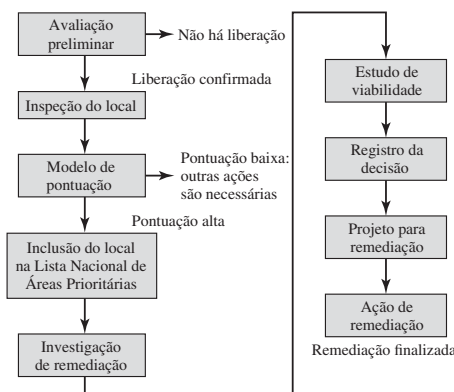


FIGURA 14-13 As etapas do processo de remediação de áreas contaminadas segundo definido no Superfundo dos Estados Unidos.

A inspeção do local. A inspeção do local exige a coleta de amostras, as quais são utilizadas para determinar os tipos de substâncias perigosas presentes e identificar a extensão da contaminação e da migração. A inspeção do local inclui a elaboração de um plano de trabalho e de um plano de segurança local. A avaliação do local tem três objetivos:

1. Determinar as substâncias liberadas que representam risco para saúde pública e o meio ambiente.
2. Determinar os possíveis riscos iminentes à população local.
3. Coletar dados para decidir sobre a necessidade de inclusão do local na Lista Nacional de Áreas Prioritárias.

O sistema de classificação de riscos e etapas afins. As etapas seguintes à inspeção incluem os cálculos necessários para completar a classificação de riscos, a inclusão do local na Lista Nacional de Áreas Prioritárias (caso a pontuação seja alta o bastante), a realização da avaliação de remediação e do estudo de viabilidade (AR/EV) e a emissão do registro de decisão. Estas etapas foram discutidas na Seção 14-4.

O projeto e as ações de remediação. As ações de remediação financiadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos normalmente são adotadas apenas nos locais constantes na Lista Nacional de Áreas Prioritárias. Esta classificação ajuda a garantir que os recursos do Superfundo sejam utilizados da maneira mais eficiente possível nos locais onde os benefícios serão os mais abrangentes.

Várias questões são abordadas antes de uma ação de remediação ser adotada:

1. *As questões relativas à definição do problema.* Quais são os contaminantes envolvidos e qual é o grau de contaminação? Qual é a área afetada? Qual é a dimensão da pluma de contaminantes? Quais são a exata localização da pluma e a direção na qual ela se desloca?
2. *As questões relativas ao projeto.* Qual é a melhor maneira para remediação do local? Como esta alternativa deve ser implantada? Quais são os produtos gerados durante o tratamento? Quanto tempo será necessário para finalizar a remediação e qual é o custo envolvido?
3. *As questões relativas às políticas.* Qual é o nível de proteção adequado? Qual é o grau de descontaminação necessário?

As respostas às questões citadas nos dois primeiros grupos requerem informações científicas e de engenharia obtidas com base na coleta de amostras em toda a área contaminada. As perguntas citadas no terceiro grupo não têm uma resposta objetiva, já que envolvem temas de natureza política.

A Lista Nacional de Áreas Prioritárias define três tipos de respostas para incidentes envolvendo substâncias perigosas, respostas estas baseadas no fato de que a remoção é diferente da remediação. A **remoção** é, como sugere o termo, a realocação física do resíduo — normalmente para um aterro seguro. Já a **remediação** implica o tratamento do resíduo para reduzir a toxicidade e a mobilidade. Também envolve a contenção dos resíduos no local, para minimizar a liberação. A remediação ocorre no local ou em uma unidade de tratamento, armazenagem e disposição. Os três tipos de resposta são:

1. A *remoção imediata* envolve a resposta imediata para impedir prejuízos à saúde humana ou ao meio ambiente. Precisa ser realizada no espaço de seis meses.
2. A *remoção planejada* compreende a retirada dos contaminantes ante a necessidade de uma resposta (não necessariamente emergencial). O mesmo prazo de seis meses é válido para esta modalidade.
3. A *resposta de remediação* busca uma solução permanente para o problema no local.

A remoção imediata é realizada para prevenir situações de emergência envolvendo substâncias perigosas que possam resultar em incêndios e explosões, o contato direto do ser humano com a substância perigosa, a exposição de seres humanos, de animais ou da cadeia alimentar e a contaminação das reservas de água potável. A remoção imediata se resume à limpeza do local para proteger a saúde humana, conter a liberação de substâncias perigosas e minimizar os riscos ambientais. Por exemplo, em muitos casos o vazamento após um acidente com um trem, um caminhão ou uma balsa requer que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos determine a remoção imediata dos contaminantes.

As respostas envolvendo a remoção imediata dizem respeito a atividades como a coleta e a análise de amostras, o confinamento ou o controle da liberação dos contaminantes, a remoção das substâncias perigosas do local, a identificação de fontes alternativas de abastecimento de água, o isolamento da área mediante a construção de cercas e a remoção da população sob risco, ou limitação do acesso às áreas que foram contaminadas.

A remoção planejada é indicada para locais que não estejam em situação de emergência. De acordo com as diretrizes do Superfundo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos inicia a remoção planejada nos casos em que a iniciativa minimiza o dano ou o risco e é consistente com uma solução de longo prazo efetiva. As remoções planejadas são realizadas pela agência caso a parte responsável seja desconhecida ou não possa realizar as ações necessárias em tempo hábil. Nos Estados Unidos, a unidade federativa na qual ocorre uma remoção planejada precisa contribuir com, pelo menos, 10% dos custos envolvidos, além de concordar em indicar o local para ser incluído na Lista de Nacional de Áreas Prioritárias.

Mitigação e tratamento

Uma vez que a disseminação dos contaminantes normalmente ocorre apenas na pluma, as áreas que precisam recuperadas são localizadas. Contudo, a remediação de um aquífero contaminado é problemática, demorada e cara. A fonte original da contaminação pode ser eliminada, mas a restauração completa dos estoques de águas subterrâneas apresenta vários problemas, como a definição do ambiente subsuperficial do local, a localização de outras fontes de contaminação, a definição das rotas de migração dos contaminantes, a determinação da extensão da contaminação e a concentração de contaminantes e a escolha e a implantação de um processo de remediação eficaz (Griffin, 1988).

Embora não seja tarefa fácil, a descontaminação não é impossível. Vários métodos são utilizados para a finalidade, com êxito em alguns casos. Estes esforços variam desde a retenção até a destruição dos contaminantes nos locais em que surgem no aquífero ou a remoção das águas subterrâneas. A instalação de bombas para remover a água contaminada, a construção de trincheiras para reter apenas os escoamentos contaminados e a implantação de práticas que promovam a biodegradação destes contaminantes estão entre as medidas adotadas.

Em muitos casos, a abordagem mais razoável e econômica consiste em tratar a água para alcançar o nível de qualidade indicado para determinado uso. Esta água tratada pode ser utilizada ou devolvida ao aquífero. Combinações de métodos também devem ser consideradas. O controle na fonte (isto é, a remoção ou a remediação na origem), o controle físico e o tratamento têm papel importante na mitigação dos problemas de contaminação de estoques de águas subterrâneas. As implicações jurídicas dessas abordagens também devem ser consideradas na escolha da estratégia mais indicada.

Os sistemas de poços. Um sistema de poços exemplifica um processo de remediação comum para o tratamento de águas subterrâneas contaminadas. Estes sistemas alteram o gradiente hidráulico subsuperficial mediante a injeção ou a retirada de água. São projetados para controlar o movimento das águas subterrâneas e, de maneira indireta, dos poluentes presentes. Todas as modalidades desses sistemas são baseadas na instalação de poços em locais selecionados. É necessário realizar um estudo hidrogeológico inicial para determinar as características da pluma contaminante (a largura, o comprimento, a profundidade e a forma geral), o gradiente hidráulico ao longo dela e as características hidrogeológicas do aquífero. Três sistemas de poços são utilizados: o sistema de captação pontual, de poços profundos e poços pressurizados.

Os sistemas de captação pontual e de poços profundos são baseados na retirada de água. O primeiro utiliza poços rasos e pouco espaçados, cada qual conectado a uma tubulação principal ligada a uma bomba central. O sistema de captação pontual é indicado para aquíferos pouco profundos. Já os sistemas de poços profundos são operados individualmente e utilizados para retirar água a grandes profundidades. Tanto o sistema de captação pontual como o sistema de poços profundos devem ser projetados de maneira que o raio de alcance do sistema intercepte a pluma em toda a sua extensão.

O princípio dos sistemas de poços pressurizados é o oposto do princípio que governa um sistema de poços de extração. Água limpa, não contaminada é injetada no poço, formando um cone invertido no lençol freático que atua como barreira para o escoamento da água subterrânea.

O poço pressurizado também é chamado de poço de recarga. O efeito do cone invertido de um poço de recarga é mostrado na Figura 14-14.

Os **líquidos em fase não aquosa** (*nonaqueous phase liquids*, NAPLs), como a gasolina, por exemplo, são chamados de “produtos” porque têm valor comercial quando recuperados. Técnicas especiais de recuperação são empregadas nos casos em que o NAPL flutua no lençol freático. Os sistemas utilizados para a recuperação dos NAPLs são baseados em poços que alcançam a pluma, não o aquífero. Uma vez que todos os hidrocarbonetos são ligeiramente solúveis em água, o sistema de recuperação do produto normalmente é acompanhado de um sistema de bombeamento para remover e tratar os volumes da água subterrânea contaminados. A Figura 14-15 é uma representação esquemática de um sistema típico.

Os sistemas de tratamento. Os métodos de tratamento utilizados para descontaminar águas subterrâneas são essencialmente aqueles discutidos na Seção 14-6. O método escolhido precisa ser adaptado à situação local.

O bombeamento e o tratamento. A tecnologia do bombeamento e tratamento difere drasticamente dos métodos descritos na Seção 14-6. Os objetivos deste sistema incluem a retenção hidráulica da pluma contaminada e a remoção do contaminante da água subterrânea. O projeto de um sistema de poços para a remediação por bombeamento e tratamento é uma aplicação dos princípios da hidráulica de poços, descrita no Capítulo 7.

A **região de captação** de um poço de extração corresponde à região do volume de água subterrânea que é efetivamente captada pelo poço. Ela nem sempre coincide com o cone de depressão (Seção 7-5), já que as linhas de fluxo da água subterrânea estão sujeitas a desvios induzidos pela captação, mesmo que não sejam captadas pelo poço (Figura 14-16). Em regime permanente, a extensão do cone de depressão depende, sobretudo, da transmissividade e da taxa de captação. O tamanho da zona de captura é função do gradiente hidráulico local, além da transmissividade e da taxa de captação.

Os três parâmetros utilizados para definir a região de captação são (1) a largura da região a uma distância infinita a montante do poço, (2) a largura de captação no poço e (3) a localização da região de captação a jusante do poço (denominado **ponto de estagnação**). Estes parâmetros são mostrados na Figura 14-17.

Javandel e Tsang (1986) desenvolveram um modelo altamente idealizado da zona de captação, o qual é utilizado para examinar a relação entre algumas das variáveis mais importantes no

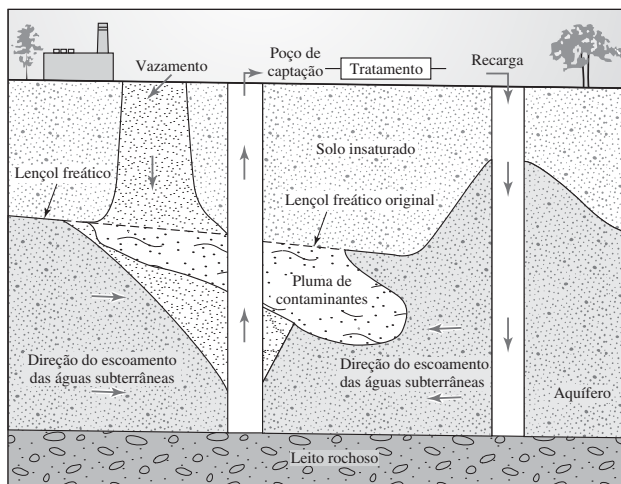


FIGURA 14-14 Efeito de um poço de recarga nos padrões de escoamento de águas subterrâneas.

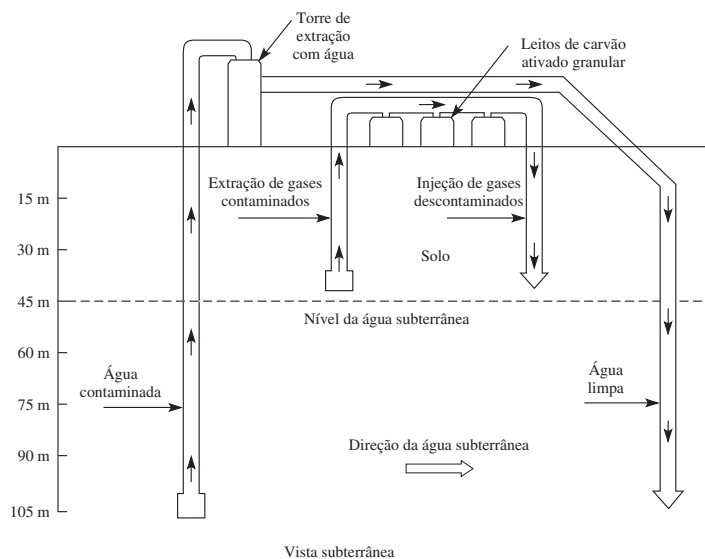
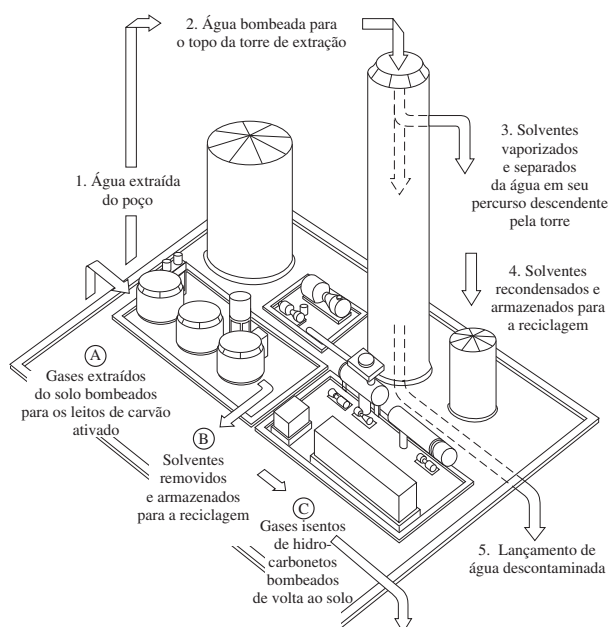


FIGURA 14-15 Sistema de tratamento de águas subterrâneas da Lockheed Aeronautical Systems.

processo de captação. O modelo pressupõe que o aquífero confinado ou livre, com comprimento infinito e seção transversal homogênea e isotrópico. Em um aquífero livre, o rebaixamento precisa ser insignificante com relação à espessura total do aquífero. O modelo também prevê que os poços de extração penetrem no estoque de águas subterrâneas.

Javandel e Tang (1986) consideraram um único poço localizado na origem do sistema de coordenadas mostrado na Figura 14-17 para desenvolver uma equação que descrevesse a coordenada y do envelope da região de captação:

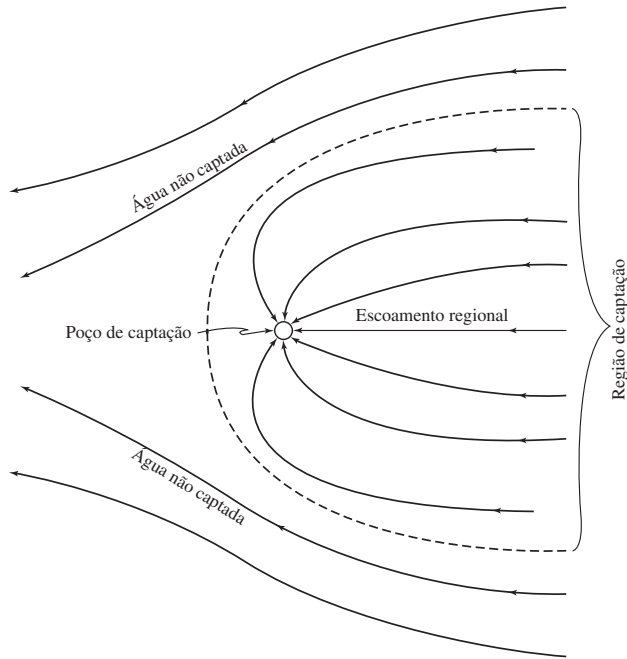


FIGURA 14-16 As linhas de fluxo das águas subterrâneas são influenciadas pelo poço de captação.

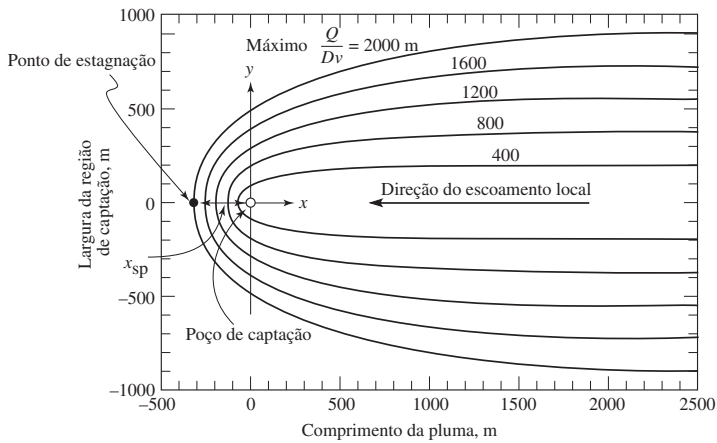


FIGURA 14-17 Curva típica da análise da região de captação de um poço único.

$$y = \pm \frac{Q}{2Dv} - \frac{Q}{2\pi Dv} \operatorname{tg}^{-1} \frac{y}{x} \quad (14-11)$$

onde x, y = distâncias em relação à origem (m)
 Q = vazão de captação do poço ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
 D = altura do aquífero (m)
 v = velocidade de Darcy ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

Observe que o sinal $\pm$ permite o cálculo da coordenada y acima e abaixo do eixo x . Masters (1998) demonstrou que esta equação pode ser reescrita em termos do ângulo ϕ (em radianos) entre a origem e a coordenada x, y de interesse na linha que descreve a região de captação.

Isto é:

$$\operatorname{tg} \phi = \frac{y}{x} \quad (14-12)$$

Logo, para $0 \leq \phi \leq 2\pi$, a Equação 14-12 pode ser reescrita como:

$$y = \pm \frac{Q}{2 Dv} - \left(1 - \frac{\phi}{\pi}\right) \quad (14-13)$$

Esta equação permite examinar algumas relações importantes:

- A largura da região de captação é diretamente proporcional à taxa de captação.
- A largura da região de captação é inversamente proporcional à velocidade de Darcy.
- À medida que x se aproxima do infinito, $\phi = 0$ e $y = Q/(2 Dv)$. Esta condição define a largura máxima total da região de captação com $2[Q/(2 Dv)] = Q/(Dv)$, como mostra a Figura 14-17.
- Para $\phi = \pi/2$, $x = 0$ e $y = Q/(4 Dv)$. Logo, a largura da região de captação em $x = 0$ é $2[Q/(4 Dv)] = Q/(2 Dv)$.

A distância à jusante do poço de captação (x_{sp}) em relação ao ponto de estagnação pode ser estimada com a equação (LeGrega, Buckingham e Evans, 2001):

$$X_{sp} = \frac{Q}{2\pi Dv} \quad (14-14)$$

Javanel e Tsang desenvolveram uma série de curvas típicas para diversas configurações de poços (com um, dois, três ou quatro poços) e várias larguras da região de captação com $x = \infty$. A abordagem sugerida na adoção da técnica da região de captação é resumida nas etapas abaixo.

1. A preparação de um mapa do local, no qual a pluma está em escala em relação às curvas típicas.
2. A sobreposição do mapa do local na curva típica para um único poço. A direção do escoamento local deve estar paralela ao eixo x . A extremidade frontal da pluma é colocada exatamente sob o poço de captação. A curva de captação que melhor representa a pluma é escolhida. O procedimento permite definir o valor de Q/Dv com $x = \infty$.
3. A vazão de captação é determinada multiplicando-se Q/Dv por Dv . Se a vazão de captação puder ser atingida com o uso de um poço, então o problema está resolvido. Contudo, nos casos em que mais de um poço são necessários para obter-se a vazão de captação requerida, é preciso ir para a etapa 4.
4. A repetição da etapa 2, com curvas típicas para dois, três ou quatro poços com o objetivo de atingir a vazão de captação adequada. É preciso assumir que todos os poços tenham a mesma vazão de captação.

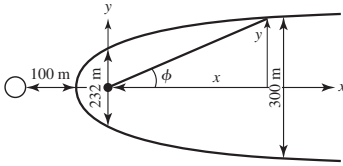
As regiões de captação formadas por diversos poços precisam se sobrepor para impedir que as águas subterrâneas passem entre elas. Se a distância entre os poços de captação for menor ou igual a $Q/\pi Dv$, essa sobreposição se verifica. Supondo-se que os poços estejam localizados simetricamente em torno do eixo x , a distância ótima entre eles pode ser calculada com base nas relações abaixo:

- Para dois poços, a distância é dada por $Q/\pi Dv$
- Para três poços, a distância é dada por $1,26 Q/\pi Dv$
- Para quatro poços, a distância é dada por $1,2 Q/\pi Dv$

A questão em torno da vazão de captação ser ou não atingida é definida, em um aquífero confinado, pelo rebaixamento possível que não reduza a superfície piezométrica no aquífero. Este rebaixamento é calculado utilizando-se os métodos discutidos na Seção 7-5. Para um aquífero livre, a restrição citada (isto é, o rebaixamento precisa ser desprezível, comparado à espessura total do aquífero) exige uma decisão baseada no julgamento do engenheiro ambiental.

EXEMPLO 14-6

Um poço de captação de água potável em um pequeno vilarejo está sob risco de uma pluma contaminante no aquífero. O aquífero confinado tem 28,7 m de espessura e condutividade hidráulica de $1,5 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, coeficiente de armazenamento de $3,7 \times 10^{-5}$ e gradiente hidráulico de 0,003. A largura máxima da pluma contaminante é 300 m. A vazão máxima de captação, com base no rebaixamento permitido, é $0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Calcule a localização do poço de maneira que o ponto de estagnação esteja a 100 m de distância do poço e a região de captação inclua a pluma. A figura abaixo representa a relação entre o poço de água potável e a pluma.



Solução A velocidade de Darcy é calculada com a Equação 7-12:

$$v = K \frac{dh}{dr} = (1,5 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})(0,003) = 4,5 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

A largura da região de captação a uma distância infinita ao longo do gradiente ascendente é:

$$\frac{Q}{Dv} = \frac{0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{(28,7 \text{ m})(4,5 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})} = 464,58, \text{ ou } 465 \text{ m}$$

A largura da região de captação no poço é:

$$\frac{Q}{2 Dv} = \frac{0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2(28,7 \text{ m})(4,5 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})} = 232,29, \text{ ou } 232 \text{ m}$$

Considerando-se o gradiente descendente em relação ao poço, o ponto de estagnação está:

$$x_{sp} = \frac{0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2\pi(28,7 \text{ m})(4,5 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1})} = 73,94, \text{ ou } 74 \text{ m}$$

A distância ao longo do gradiente descendente em relação à borda da pluma na qual o poço de captação precisa ser construído é determinada com a Equação 14-13. Com $y = 150 \text{ m}$:

$$150 \text{ m} = (232,29 \text{ m}) \left(1 - \frac{\phi}{\pi} \right)$$

Resolvendo para o ângulo (em radianos) entre o poço de captação e o ponto em que a pluma toca a zona de captura:

$$\phi = 0,35 \pi \text{ rad}$$

Com base na figura dada, a distância é:

$$x = \frac{y}{\tan \phi} = \frac{150 \text{ m}}{\tan(0,35 \pi)} = \frac{150 \text{ m}}{1,96} = 76,4 \text{ ou } 76 \text{ m}$$

Esta solução é muito idealizada. A borda da pluma tem uma forma conveniente, a qual permite localizá-la utilizando a Equação 14-13. Uma borda de pluma com formato elipsoide iria além do ponto de contato. Logo, o cálculo da localização do poço de captação não seria preciso.

Embora a solução idealizada proposta por Javandel e Tsang seja útil para compreender o comportamento de um sistema de poços no controle de uma pluma contaminante, em campo as condições da borda raramente são observadas. Alguns modelos computacionais são calibrados

para as condições locais para gerar resultados mais confiáveis, ainda que não sejam perfeitos, para descrever o comportamento de um sistema de bombeamento e tratamento.

Uma vez que a taxa de remoção do contaminante diminui exponencialmente com o tempo e que as concentrações do contaminante variam devido à difusão e a dessorção do solo, os sistemas de bombeamento e tratamento têm valor limitado como tecnologia de remoção de grandes quantidades de contaminantes.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Desenhe a estrutura química do 2,3,7,8-TCDD.
2. Explique como o 2,3,7,8-TCDD ocorre ou em que condições é formado na natureza.
3. Desenhe a estrutura química da PCB 2,4'-diclorobifenila.
4. Explique as origens das PCBs.
5. Defina resíduo perigoso.
6. Conte as cinco maneiras nas quais um resíduo pode ser definido como perigoso e explique.
7. Explique por que as dioxinas e as PCBs são resíduos perigosos.
8. Cite o período de armazenagem de resíduos pelos agentes geradores.
9. Defina os termos “do berço ao túmulo” e “sistema de declarações”.
10. Explique o significado da proibição do uso do solo.
11. Defina as siglas TSD e UST.
12. Cite as quatro principais condições definidas na CERCLA.
13. Explique por que um local deve ser incluído na Lista de Áreas Prioritárias dos Estados Unidos.
14. Explique o conceito de “responsabilidade compartilhada” e as implicações que ele tem para as partes envolvidas em locais abandonados de descarte de resíduos perigosos.
15. Cite e explique quatro técnicas de gestão de resíduos perigosos.
16. Cite os objetivos de uma auditoria sobre resíduos.
17. Explique a diferença entre minimização, permuta e reciclagem de resíduos.
18. Cite seis tecnologias de disposição de resíduos perigosos.
19. Explique por que o risco sísmico é importante na escolha de um local para disposição de resíduos.
20. Explique como a condutividade hidráulica e a capacidade de sorção do solo limitam a migração de resíduos perigosos.
21. Explique as características hidrológicas importantes no processo de escolha de um local para a disposição de resíduos.
22. Cite os pré-requisitos definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para um aterro de resíduos perigosos e elabore um diagrama de um aterro que atenda a esses critérios.
23. Explique a diferença entre injeção em poços profundos e tratamento no solo.
24. Defina as siglas PCI, PCOP e EDR no contexto da incineração.
25. Cite os dois tipos de incineradores mais utilizados para destruir resíduos perigosos.
26. Explique os termos PCOP designado e PCOP substituto no contexto do teste de queima.
27. Descreva as etapas do processo de remediação segundo a definição adotada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.
28. Explique a diferença entre remediação e remoção no contexto das operações de descontaminação previstas na CERCLA/SARA.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule se um resíduo é considerado perigoso pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos com base em sua composição, fonte ou características.

2. Realize um balanço de massa para identificar fontes de resíduos e oportunidades para a minimização de resíduos.
3. Escreva as reações da oxidação e da redução de contaminantes químicos em formas mineralizadas.
4. Realize os cálculos do produto de solubilidade para calcular as doses necessárias para a precipitação ou a concentração de contaminantes que permanecem em solução.
5. Determine as dimensões de uma coluna de extração com ar e as vazões de ar ou da fase líquida, conhecendo-se os valores das outras variáveis.
6. Avalie a carga de alimentação em um incinerador para descobrir se o teor de cloro é aceitável e projete uma mistura de resíduos para atingir a concentração de cloro desejada na alimentação.
7. Avalie as variáveis de operação de um incinerador para descobrir se ele está de acordo com os critérios de EDR e de emissão de HCl e de material particulado.
8. Estime a condutividade hidráulica de um material usado na manta impermeabilizante de um aterro com base em dados laboratoriais.
9. Estime a quantidade de lixiviado conhecendo-se a taxa de precipitação, o gradiente hidráulico local e a condutividade hidráulica.
10. Estime a velocidade de infiltração e o tempo de migração de um contaminante no solo, conhecendo-se o gradiente hidráulico, a condutividade hidráulica, a porosidade e o comprimento do trajeto de migração.
11. Estime a taxa de captação de um único poço de extração conhecendo-se a espessura do aquífero, a condutividade hidráulica, o gradiente hidráulico e a largura da região de captação.

EXERCÍCIOS

- 14-1** Determine se um resíduo municipal contendo $2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de selênio é um resíduo perigoso segundo a RCRA.

Resposta: não

- 14-2** Determine se um recipiente vazio de pesticida a ser descartado pelo proprietário é um resíduo perigoso segundo a RCRA.

- 14-3** Uma lavanderia de lavagem a seco gera $10 \text{ kg} \cdot \text{mês}^{-1}$ de solvente considerado perigoso. Para poupar custos com transporte, o proprietário da lavanderia gostaria de armazenar o solvente por seis meses, antes de despachar o volume acumulado a uma unidade de tratamento, armazenagem e descarte. Determine se ele tem permissão para armazenar o solvente. (*Observação:* este exercício requer uma pesquisa sobre as regulamentações aplicáveis no CFR dos Estados Unidos.)

Resposta: sim

- 14-4** Uma cidade criou um centro de reciclagem para recolher lâmpadas fluorescentes. As autoridades preveem a coleta de $250 \text{ kg} \cdot \text{mês}^{-1}$ do material. Qual é o tempo máximo que em que essas lâmpadas podem ser armazenadas, antes do descarte? (*Observação:* utilize a Internet ou consulte a legislação apropriada citada no CFR dos Estados Unidos.)

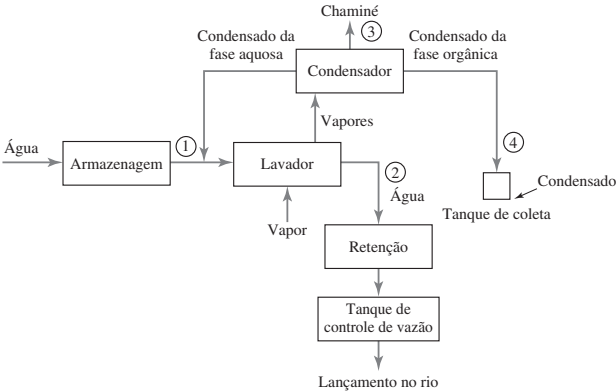
- 14-5** Um equipamento de desengraxe a vapor utiliza $590 \text{ kg} \cdot \text{semana}^{-1}$ de tricloroetileno (TCE). O composto nunca é descartado. As peças entram no equipamento isentas do produto, mas saem arrastando $3,8 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ de TCE. O lodo removido semanalmente do fundo do equipamento tem 1,0% de TCE. A unidade funciona em um turno de $8 \text{ h} \cdot \text{dia}^{-1}$, $5 \text{ dias} \cdot \text{semana}^{-1}$. Elabore o diagrama do balanço de massa do equipamento e calcule a perda de TCE por evaporação (em $\text{kg} \cdot \text{semana}^{-1}$). A massa específica do TCE é $1,460 \text{ kg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Resposta: M_{evap} : 362,18, ou $360 \text{ kg} \cdot \text{semana}^{-1}$

14-6 Utilizando os dados fornecidos na tabela e na figura abaixo, realize um balanço de massa para determinar a vazão mássica (em quilogramas por dia) de compostos orgânicos no tanque de coleta de condensado (ponto 4 da figura).

Localização	Vazão volumétrica (L · min ⁻¹)	Compostos orgânicos voláteis totais	Temperatura (°C)
1	40,5	5858, mg · L ⁻¹	25
2	44,8	0,037 mg · L ⁻¹	80
3	57, (vapor)	44,13%	20

- Observações:
- (a) A porcentagem dada é em volume.
 - (b) A vazão do vapor é corrigida para 1 atm a 20°C
 - (c) A massa específica do composto orgânico líquido é 0,95 kg · L⁻¹.
 - (d) A massa molar do vapor orgânico é igual ao do cloreto de metileno.
 - (e) A vazão mássica do vapor é 252 kg · h⁻¹ a 106°C.



14-7 Qual é a eficiência do condensador-decantador do Exercício 14-6?

Resposta: $\eta = 62,5\%$

14-8 Calcule a quantidade de cal hidratada (Ca(OH)_2) (em kg · dia⁻¹) necessária para neutralizar a concentração do constituinte de um resíduo dada na tabela abaixo. Calcule os sólidos totais dissolvidos após a neutralização. Expresse o resultado em miligramas por litro.

Constituinte	Concentração (mg · L ⁻¹)	Vazão (L · min ⁻¹)
HCl	100	5

Resposta: cal = 0,730 kg · dia⁻¹, sólidos totais = 152 mg · L⁻¹

14-9 Calcule a quantidade de ácido sulfúrico (em kg · dia⁻¹) necessária para neutralizar a concentração do constituinte de um resíduo dada na tabela abaixo. Calcule os sólidos totais dissolvidos após a neutralização. Expresse o resultado em miligramas por litro.

Constituinte	Concentração (mg · L ⁻¹)	Vazão (L · min ⁻¹)
NaOH	15	200

14-10 Um banho de 1500 L de H_2SO_4 a 5,00% em volume é misturado a um banho de 1500 L de NaOH 5,00% em massa. A densidade relativa da solução de ácido é 1,841 e sua pureza é 96%. A base é 100% pura. Calcule o pH (com duas casas decimais) e a concentração de sólidos totais dissolvidos (em mg · L⁻¹) da mistura final. (Observação: o pH é muito baixo.)

- 14-11** Escreva a equação da reação de oxidação do cianeto de sódio com hipoclorito de sódio (NaOCl).
- 14-12** Escreva a equação da reação de oxidação do cianeto de sódio com ozônio (O₃).
- 14-13** Escreva a equação da reação de redução do cromo hexavalente em ácido crômico (H₂Cr₂O₇) em cromo trivalente utilizando NaHSO₃.
- 14-14** Um banho de galvanização contém 50,00 mg · L⁻¹ de cobre. Calcule a concentração molar de cal necessária para precipitar o cobre, mantendo-se 1,3 mg · L⁻¹ do metal em solução. O valor de K_{ps} do hidróxido de cobre é $2,00 \times 10^{-19}$. Calcule o pH final.
- 14-15** Uma água de lavagem de galvanização com vazão igual a 100 L · min⁻¹ tem 50,0 mg · L⁻¹ de Zn. Calcule o pH teórico necessário para atingir o critério de pré-tratamento definido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para despejos com 2,6 mg · L⁻¹ e estime a dose teórica de cal hidratada para remover apenas a quantidade necessária de Zn para atingir o padrão (isto é, 50 mg · L⁻¹, menos a concentração do critério). Suponha que a cal seja 100% pura.
- 14-16** O lodo de um processo de galvanização removido de um clarificador tem 4% de sólidos. Se o volume de lodo é 1,0 m³ · dia⁻¹, qual é o volume final se o lodo é processado em um filtro-prensa a um produto com 30% de sólidos? Qual é o volume final do lodo compactado e seco com 80% de sólidos?

Resposta: $\forall_2$ após prensagem = 0,133 m³ · dia⁻¹; $\forall_2$ após secagem = 0,05 m³ · dia⁻¹

- 14-17** O lodo obtido no clarificador do Exercício 14-16 contém 400 mg · kg⁻¹ de ferrocianeto (4% de sólidos). Supondo-se que o ferrocianeto seja parte do precipitado e que todo o composto seja retido no filtro-prensa, calcule a concentração dele na torta do filtro.
- 14-18** Um reservatório de água potável foi contaminado com tricloroetileno. A concentração média na água foi estimada em 6000 µg · L⁻¹. Com base nos critérios de projeto fornecidos, projete uma coluna de extração com enchimento para reduzir a concentração do composto ao limite máximo aceitável de 1,5 µg · L⁻¹. Observe que talvez sejam necessárias mais de uma coluna para alcançar-se a altura necessária para a obtenção da concentração exigida.

Constante da lei de Henry = $6,74 \times 10^{-3}$ m³ · atm · mol⁻¹

Temperatura = 25°C

K_{La} = 0,720 min⁻¹

Diâmetro máximo da coluna = 4,0 m

Vazão de ar = 60 m³ · min⁻¹

Altura máxima da coluna = 6,0 m

G/L = 18

Resposta: z_T = 6 m; d = 3,15 m

- 14-19** Um poço de captação de água está contaminado com 440 µg · L⁻¹ de tetracloroetileno (percloroetileno). A água precisa ser tratada para reduzir a concentração do composto a 0,2 µg · L⁻¹ (o limite de detecção). Projete uma coluna de extração com enchimento que atenda a este critério utilizando as variáveis de projeto informadas. Observe que talvez sejam necessárias mais de uma coluna para alcançar-se a altura necessária para a obtenção da concentração exigida.

Constante da lei de Henry = 100×10^{-4} m³ · atm · mol⁻¹

Temperatura = 20°C

K_{La} = $13,5 \times 10^{-3}$ s⁻¹

Diâmetro máximo da coluna = 4,0 m

Vazão de ar = 15 m³ · s⁻¹

Altura máxima da coluna = 6,0 m

Vazão = 0,22 m³ · s⁻¹

- 14-20** Os resíduos abaixo são enviados a um incinerador para serem queimados. Os resíduos podem ser misturados para atingir-se 30% em massa de cloro na carga de alimentação?

Tricloroetileno = 18,9 m³

Tolueno = 21,3 m³

1,1,1-Tricloroetano = 5,3 m³

o-Xileno = 4,8 m³

Resposta: não

14-21 Os resíduos abaixo são enviados a um incinerador para serem queimados. Que volume de metanol (CH_3OH) precisa ser misturado aos resíduos para atingir-se 30% em massa de cloro na carga de alimentação? Suponha que a massa específica do metanol seja $0,7913 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$.

Tetracloroeto de carbono = $12,2 \text{ m}^3$ Hexaclorobenzeno = $15,3 \text{ m}^3$ Pentaclorofenol = $2,5 \text{ m}^3$

14-22 Um incinerador de resíduos perigosos recebe uma carga de $40,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ de cloreto de metileno a $5858 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Calcule a vazão mássica da carga de alimentação em $\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$.

Resposta: $237,25 \text{ g} \cdot \text{min}^{-1}$

14-23 O teor de cloreto de metileno na mistura de gás de combustão de um incinerador de resíduos perigosos é $211,86 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Se a vazão do gás do incinerador é $597,55 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$, qual é a vazão mássica de cloreto de metileno em $\text{g} \cdot \text{min}^{-1}$?

14-24 Qual é a EDR do incinerador descrito nos Exercícios 14-22 e 14-23?

Resposta: EDR = 99,947%

14-25 Uma carga de xileno de $481 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ é injetada em um incinerador. Se a vazão mássica dos gases na chaminé é $72,2 \text{ g} \cdot \text{h}^{-1}$, o equipamento está de acordo com os critérios de emissão definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos?

14-26 O 1,2-diclorobenzeno é queimado em um incinerador nas seguintes condições de operação:

Temperatura de operação = 1150°C	Vazão do gás na chaminé = $6,70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nas condições padrão
Vazão a carga de alimentação = $173,0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$	Concentração no gás de exaustão na chaminé após passagem pelo equipamento de controle
Concentração na carga de alimentação = $13,0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$	Diclorobenzeno = $338,8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão
Tempo de residência = 2,4 s	HCl = $77,2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão
Oxigênio no gás de chaminé = 7,0%	Particulados = $181,6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão

Suponha que todo o cloro e toda a carga de alimentação sejam convertidos em HCl. O incinerador atende aos critérios da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos?

Resposta: O incinerador não atende aos critérios de emissão de HCl e de particulados.

14-27 Os PCOPs gerados em um teste de queima são mostrados na tabela abaixo. O incinerador operou a 1100°C . A vazão do gás na chaminé foi $5,90 \text{ m}^3$ seco padrão $\cdot \text{s}^{-1}$ com 10,0% de oxigênio. Supondo-se que todo o cloro na carga de alimentação seja convertido em HCl, a unidade atende aos critérios de emissão se o teor de poluentes é medido após o equipamento de controle de poluição atmosférica?

Composto	Carga de alimentação ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)	Saída ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$)
Benzeno	913,98	0,2436
Clorobenzeno	521,63	0,0494
Xilenos	1378,91	0,5670
HCl	n/d	4,85
Particulados	n/d	10,61

14-28 Durante um teste de queima, um incinerador recebeu uma carga mista de tricloroetileno, 1,1,1-tricloroetano e tolueno em solução aquosa. Cada componente contribuiu com 5% em volume da carga de entrada, cuja vazão era $40 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. O incinerador operou a 1200°C . A vazão do gás na chaminé foi $9,0 \text{ m}^3$ seco padrão $\cdot \text{s}^{-1}$, com 7% de oxigênio. Supondo-se que todo o cloro na carga de alimentação seja convertido em HCl, as emissões avaliadas após o equipamento de controle da poluição atmosférica da unidade estão de acordo com os limites aceitáveis?

Tricloroetileno = $170 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão	HCl = $83,2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão
1,1,1-tricloroetano = $353 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão	Particulados = $123,4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão
Tolueno = $28 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ seco padrão	

- 14-29** Durante um teste de queima, um incinerador recebeu uma carga mista de hexaclorobenzeno, pentaclorofenol e acetona. Cada componente contribuiu com 9,3% em volume da carga de entrada, cuja vazão era $140 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. O incinerador operou a 1200°C . A vazão do gás na chaminé foi $28,32 \text{ m}^3 \text{ seco padrão} \cdot \text{s}^{-1}$, com 14% de oxigênio. Supondo-se que todo o cloro na carga de alimentação seja convertido em HCl, as emissões avaliadas após o equipamento de controle da poluição atmosférica da unidade estão de acordo com os limites aceitáveis?

Hexaclorobenzeno = $170 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ seco padrão}$ HCl = $83,2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ seco padrão}$
 Pentaclorofenol = $353 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ seco padrão}$ Particulados = $123,4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \text{ seco padrão}$
 Acetona = $28 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ seco padrão}$

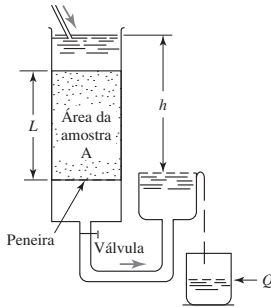
Resposta: O incinerador atende aos critérios de emissão, exceto para os particulados.

- 14-30** Um permeâmetro é cogitado para o teste de uma argila que será utilizada como material da base de um aterro para resíduos perigosos. Se a argila precisa apresentar condutividade hidráulica de $10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ e as dimensões do permeâmetro são mostradas abaixo, qual é o tempo de duração do teste se 100 mL de líquido precisam ser coletados, no mínimo, para obter-se uma medida precisa? Ver a figura abaixo para a equação do permeâmetro.

$L = 10 \text{ cm}$

$h = 1 \text{ m}$

Diâmetro da amostra = 5,0 m



Equação do permeâmetro de coluna constante padrão:

$$K = \frac{QL}{hAt}$$

onde K = condutividade hidráulica
 Q = vazão de descarga
 L = comprimento da amostra
 h = coluna hidráulica
 A = área da seção transversal da amostra
 t = tempo

- 14-31** Uma amostra de solo é testada para determinar a condutividade hidráulica utilizando-se um permeâmetro, mostrado na figura abaixo. Os dados a seguir foram registrados:

Diâmetro de $a = 1 \text{ mm}$

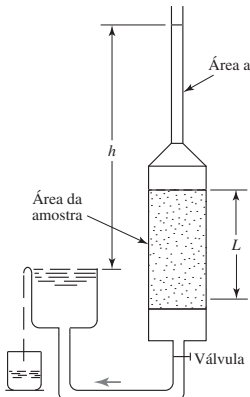
Altura inicial da coluna = 1,0 m

Diâmetro de $A = 10 \text{ cm}$

Altura final da coluna = 25 cm

Comprimento, $L = 25 \text{ cm}$

Duração do teste = 14 dias



Equação da redução da coluna do permeâmetro:

$$K = 2,3 \frac{aL}{At} \log \left(\frac{h_0}{h_1} \right)$$

onde K = condutividade hidráulica
 a = área da seção transversal do tubo padrão
 A = área da seção transversal da amostra
 Q = vazão de descarga
 L = comprimento da amostra
 t = tempo
 h_0, h_1 = coluna hidráulica no começo e no final do tempo t , respectivamente

Com base nos dados fornecidos, calcule a condutividade hidráulica da amostra. Supondo-se que a amostra seja representativa do local do aterro, o solo é adequado como base para um aterro de resíduos perigosos?

Resposta: $2,86 \times 10^{-9} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$

14-32 Um aterro para resíduos perigosos com 100 hectares foi construído sobre uma camada de argila com 10 m de altura, sob a qual existe um aquífero. A camada de argila pela qual o lixiviado precisa passar tem condutividade hidráulica de $1 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. Se a altura da coluna de líquido (lixiviado) sobre a camada de argila é de 1 m, qual é a quantidade de lixiviado (em $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$) que alcança o aquífero quando a argila atingir a saturação? Assumir que a lei de Darcy seja válida.

14-33 As três camadas de solo descritas abaixo estão entre a base de um aterro de resíduos perigosos e o aquífero subjacente. A altura da coluna de lixiviado sobre a camada de solo é 0,3 m. Qual é o tempo (em anos) para que o lixiviado migre para o aquífero localizado sob o solo C?

Solo A

Altura = 3,0 m

Condutividade hidráulica = $1,8 \times 10^{-7} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$

Porosidade = 55%

Solo B

Altura = 10,0 m

Condutividade hidráulica = $2,2 \times 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

Porosidade = 25%

Solo C

Altura = 12,0 m

Condutividade hidráulica = $5,3 \times 10^{-5} \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$

Porosidade = 35%

Resposta: 28 anos

14-34 O limite prático de quantificação (LPQ) do solvente tricloroetileno (TCE) é $5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Se um volume correspondente a um tambor (aproximadamente $0,12 \text{ m}^3$) de solvente exaurido vaza para o interior de um aquífero, quantos metros cúbicos de água serão contaminados no LPQ? Suponha que o tambor contenha 100% de TCE.

14-35 Um tambor ($0,12 \text{ m}^3$) de tetracloreto de carbono vazou em um solo arenoso, o qual tem condutividade hidráulica de $7 \times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e porosidade igual a 0,38. O lençol freático está 3 m abaixo do solo e tem gradiente hidráulico de 0,002. O aquífero tem 28 m de espessura. Um sistema de interceptação com um poço está sendo cogitado, cuja vazão seria $0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Estime a largura da região de captação do poço.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

14-1 Qual foi o desfecho do episódio envolvendo resíduos perigosos em Times Beach? (*Observação:* é preciso realizar uma pesquisa na Internet.)

14-2 A “proibição do uso do solo” realmente proíbe a disposição de resíduos? Explique.

14-3 Uma empresa de grande porte descobriu que é a dona de um tambor presente em um aterro sanitário para resíduos perigosos. O advogado da empresa explica que ela pode ser responsabilizada pela limpeza de todos os tambores existentes no local, se os proprietários de outros tambores não forem identificados. Esta tese é correta? Explique a sua resposta.

14-4 O seu chefe propôs que a empresa inicie um programa de reciclagem para minimizar a geração de resíduos. A reciclagem é indicada como primeira etapa de um programa do gênero? Caso não seja, quais seriam as opções prioritárias e em qual ordem estas deveriam ser adotadas?

14-5 Uma empresa de galvanização deseja recuperar o teor de níquel presente no lodo gerado no processo. Qual seria a melhor estratégia? Há mais de uma opção. Explique a sua resposta.

(a) Reciclagem (b) Reúso (c) Recuperação

14-6 As concentrações de alguns os PCOPs de um incinerador não precisam ser medidas. A afirmativa é verdadeira ou falsa? Explique a sua resposta.

REFERÊNCIAS

- Bair, J. B. (1989) “Underground Storage Tanks (UST),” *Michigan Environmental Law Journal*, 8(2): 2.
- CFR (2007) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §260.
- CFR (2007) *Code of Federal Regulations*, 40 CFR §300.
- FR (1990) *Federal Register*, 55 FR 22530.
- FR (1992) *Federal Register*, 57 FR 3462.
- FR (1992) *Federal Register*, 59 FR 47980.
- Fromm, C. H., A. Bachrach, and M. S. Callahan (1986) “Overview of Waste Minimization Issues, Approaches and Techniques,” in E. T. Oppelt, B. L. Blaney, and W. F. Kewner, eds., *Transactions of an APCA International Specialty Conference on Performance and Costs of Alternatives to Land Disposal of Hazardous Waste*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 6–20.
- Griffin, R. D. (1988) *Principles of Hazardous Materials Management*, Lewis Publishers, Ann Arbor, MI.
- Gross, R. L., and S. G. TerMaath (1987) “Packed Tower Aeration Strips Trichloroethylene from Groundwater,” *Environmental Progress*, 4: 119–24.
- Hazmat World (1989) “Lockheed Aeronautical Systems Aqua-Detox Groundwater Treatment System.
- Herzbnin, P. A., R. L. Irvine, and K. C. Malinowski (1985) “Biological Treatment of Hazardous Waste in Sequencing Batch Reactors,” *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 57: 1163–67.
- Hileman, B. (2000) “Leaked Dioxin Report Stokes Controversy,” *C&E News*, May 29, p. 13.
- Javandel, I., and C. Tsang (1986) “Capture Zone Type Curves: A Tool for Cleanup,” *Ground Water*, 24(5): 616–25.
- Josephson, J. (1981) “Hazardous Waste Landfill,” *Environmental Science and Technology*, 15(3): 250.
- Kobayashi, H., and B. P. Rittman (1982) “Microbial Removal of Hazardous Organic Compounds,” *Environmental Science and Technology*, 16: 170A–172A.
- LaGrega, M. D., P. L. Buckingham, and J. C. Evans (2001) *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill, Boston, 1014–1016.
- Masters, G. M. (1998) *Introduction to Environmental Engineering and Science*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, p. 240.
- O’Brien and Gere Engineers Inc. (1988) *Hazardous Waste Site Remediation*, Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 11–13.
- Oppelt, E. T. (1981) “Thermal Destruction Options for Controlling Hazardous Wastes,” *Civil Engineering ASCE*, September, pp. 72–75.
- Penning, C. H. (1930) “Physical Characteristics and Commercial Possibility of Chlorinated Diphenyl,” *Industrial & Engineering Chemistry*, 22: 1180–83.
- Theodore, L., and J. Reynolds (1987) *Introduction to Hazardous Waste Incineration*, John Wiley and Sons, New York, pp. 76–85.
- U.S. EPA (1981) *Development Document for Effluent Limitations: Guideline and Standards for the Metal Finishing Point Source Category*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. EPA/440/1-83-091, Washington, DC.
- U.S. EPA(1986) *RCRA Orientation Manual*, U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste, Publication No. EPA/530-SW-86-001, Washington, DC.
- U.S. EPA(1987) *A Compendium of Technologies Used in the Treatment of Hazardous Waste*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. EPA/625/8-87/014, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA(1988a) *Waste Minimization Opportunity Assessment Manual*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. EPA/625/7-88/003), Cincinnati, OH.

- U.S. EPA (1988b) *Best Demonstrated Available Technology (BDAT) Background Document for F006*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. EPA/530-SW-88-0009-I, Washington, DC.
- U.S. EPA(1989) "Requirements for Hazardous Waste Landfill Design, Construction, and Closure," *Seminar Publication*, U.S. Environmental Protection Agency Publication EPA 625/4-89/022, Washington, DC.
- U.S. EPA(1991) *Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers*, U.S. Environmental Protection Agency Publication EPA 625/4-91/025, Washington, DC.
- U.S. EPA (2012) CERCLIS Database, <http://cfpub.epa.gov/superrcpad/cursites>
- Warner, D. L. (1998) "Subsurface Injection of Liquid Hazardous Wastes," in H. M. Freeman, ed., *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal*, 2nd ed., McGraw-Hill, New York, pp. 10.46–10.58.
- Wood, E. F., R. A. Ferrara, W. G. Gray, and G. F. Pinder (1984) *Groundwater Contamination from Hazardous Waste*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, pp. 2–4, 145–58.

A poluição sonora

15-1	INTRODUÇÃO	750
	As propriedades das ondas sonoras	751
	A potência e a intensidade do som	752
	Os níveis e o decibel	753
	A caracterização do ruído	755
15-2	OS EFEITOS DOS RUÍDOS NAS PESSOAS	759
	O mecanismo da audição	759
	A audição normal	762
	A perda de audição	763
	Os critérios de dano e risco	766
	A interferência na fala	766
	O desconforto	767
	A interferência no sono	768
	Os efeitos no desempenho	769
	A privacidade acústica	769
15-3	OS SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO	770
	Os objetivos de um sistema de classificação	
	de ruídos	770
	O conceito L_N	770
	O conceito de L_{eq}	771
	O conceito de L_{dn}	772
15-4	AS FONTES DE RUÍDOS E OS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO	772
	O ruído associado ao transporte	772
	Os outros motores a combustão interna	773
	Os ruídos gerados pela construção civil	774
	O zoneamento e a escolha do local	775
	As medidas de proteção à saúde e ao bem-estar	776
15-5	A TRANSMISSÃO DE RUÍDOS EM AMBIENTES EXTERNOS	776
	A lei dos quadrados inversos	776
	Os campos acústicos de uma fonte	776
	A diretividade	778
	A transmissão no ar	779
15-6	A ANÁLISE DO RUÍDO DEVIDO AO TRÁFEGO	780
	A análise de L_{eq}	780
	O cálculo de L_{dn}	780
15-7	O CONTROLE DO RUÍDO	781
	O controle na fonte, no percurso ou no receptor	781
	O projeto da fonte no controle do ruído	781
	O controle do ruído no percurso de transmissão	782
	A reforma de equipamentos como forma de controlar o ruído	784
	A proteção do receptor	785

REVISÃO DO CAPÍTULO	786
EXERCÍCIOS	787
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	790
REFERÊNCIAS	790

15-1 INTRODUÇÃO

Definido como evento acústico indesejado, o **ruído** é um fenômeno ambiental ao qual somos expostos antes mesmo de nascer. Hoje, o ruído é considerado um poluente ambiental, uma espécie de resíduo gerado em conjunção com várias atividades antropogênicas. Segundo esta definição, o ruído é qualquer som – independentemente do volume – capaz de induzir efeitos fisiológicos ou psicológicos indesejados e de afetar as interações sociais de um indivíduo ou de um grupo. Tais interações dizem respeito a todas as atividades humanas mais comuns, como a comunicação, o trabalho, o descanso, a recreação e o sono.

De modo geral, os poluentes gerados por nosso estilo de vida são de dois tipos. A classe genérica mais conhecida compreende os resíduos que apresentam massa, associados à poluição atmosférica e aquática e capazes de permanecer no meio ambiente por períodos prolongados. Contudo, nos últimos anos as atenções passaram a se voltar para um segundo tipo de poluente: os resíduos de energia, como o calor residual gerado em processos produtivos e responsáveis pela poluição térmica de corpos hídricos, por exemplo. As ondas sonoras são um tipo de poluente energético que, felizmente, não perdura por tempo indeterminado no meio ambiente. A energia total dissipada como ondas sonoras no planeta não é expressiva, comparada a outras formas de energia. Os efeitos adversos causados por quantidade de energia tão pequena são resultado de nossa extrema sensibilidade auditiva.

Há muito tempo sabemos que a exposição a ruídos intensos por períodos prolongados pode levar à perda permanente da audição em diferentes graus, inclusive a surdez total. De modo geral, um padrão de exposição a uma fonte sonora que produz ruídos de intensidade elevada o bastante pode levar à perda de audição temporária. A exposição persistente leva à perda permanente da audição. Estima-se que 1,7 milhões de trabalhadores norte-americanos entre 50 e 59 anos de idade tenham direito a algum tipo de indenização por conta da perda de audição em diferentes graus. Os custos de tais indenizações para o setor produtivo ultrapassariam \$1 bilhão de dólares, no valor de 2012 (Olshifski e Harford, 1975). Os efeitos da poluição sonora de curto prazo normalmente são graves, e incluem o prejuízo à comunicação verbal e à percepção de sinais auditivos, os distúrbios do sono, a dificuldade de relaxar, o aumento da irritabilidade e a redução do desempenho em atividades complexas, além da queda generalizada da qualidade de vida do indivíduo.

O ruído ambiental surgiu com a expansão tecnológica vista durante a Revolução Industrial. No período que se seguiu à Segunda Guerra Mundial a poluição sonora cresceu de forma expressiva nos Estados Unidos e em outras nações industrializadas. Nesse cenário, o número de regiões expostas a níveis de ruído cada vez mais intensos não para de crescer. No passado, os níveis de ruído capazes de causar determinado grau de perda auditiva eram sentidos em ambientes industriais e situações ocupacionais. Porém, a exposição a ruídos prejudiciais ganhou uma nova dimensão. Hoje, a poluição sonora de duração e intensidade elevadas é sentida nas ruas e, em alguns locais, até no interior de nossas casas.

Existem várias razões por trás da aparente lentidão em considerar o ruído um poluente ambiental relevante ou, no mínimo, um fator de prejuízo à qualidade de vida. Primeiro, o ruído é definido como um estímulo auditivo indesejado e, como tal, está sujeito a interpretações subjetivas. O que é ruído indesejado para uma pessoa pode não sê-lo para outra.

Segundo, o ruído tem tempo de duração curto. Logo, não permanece no meio ambiente indefinidamente, como ocorre com as formas de poluição atmosférica e aquática. No momento em que uma pessoa decide tomar uma atitude para reduzir, controlar ou, no mínimo, queixar-se do incômodo causado por ruídos esporádicos, estes já podem não existir mais.

Terceiro, os efeitos fisiológicos e psicológicos do ruído normalmente são sutis e insidiosos, e surgem de forma tão gradual que é difícil associar as prováveis causas com os efeitos observa-

dos. Com a exposição constante, um ruído específico deixa de ser um problema perceptível para as pessoas cuja audição foi afetada por ele.

Além disso, o cidadão comum tem orgulho do progresso tecnológico de seu país e se sente feliz com tudo o que a tecnologia lhe oferece, como a rapidez do transporte, a praticidade dos eletrodomésticos e as novas opções de lazer propiciadas por dispositivos diversos. Infelizmente, muitos avanços tecnológicos são associados a níveis elevados de ruído, e algumas parcelas da população aceitam que esta evolução é parte do preço que se paga pelo desenvolvimento.

Contudo, nas três últimas décadas o público em geral começou a decidir que não pagaria o preço do progresso. Existe uma forte demanda pela redução dos impactos sonoros, cujos custos não são baixos. O custo médio com o isolamento acústico das 600 casas localizadas no entorno do Aeroporto O'Hare, em Chicago, era \$27.500 por imóvel em 1997 (Sylvan, 2000). Em 2001, as administrações dos aeroportos de Logan (em Boston) e de Los Angeles (na Califórnia) gastaram perto de \$99 milhões e \$119 milhões, respectivamente, em obras de infraestrutura acústica e na aquisição de terras em áreas vizinhas às pistas. Ao final de 2001, o montante investido na mitigação da poluição sonora nos Estados Unidos excedeu \$5,2 bilhões (De Neufville e Odoni, 2003). O custo da adaptação e da substituição de aeronaves com vistas à redução da poluição sonora ultrapassa \$3,6 bilhões (em dólares no valor de 2005) (Achitoff, 1973). Os programas de redução de ruído por tráfego começaram com a construção da primeira barreira antirruído, em 1963. Em 2001, os departamentos de transporte de 44 estados norte-americanos e de Porto Rico haviam construído mais de 2900 quilômetros de barreiras antirruído ao custo de mais de \$2,8 bilhões (em dólares no valor de 2005) (FHWA, 2005).

A comunidade científica e os profissionais da engenharia acumularam muitos conhecimentos sobre os efeitos do ruído e as maneiras de controlar e amenizar o problema. Nesse sentido, o ruído difere da maioria dos outros poluentes ambientais. Existem tecnologias eficientes de controle da maioria dos ruídos, tanto internos quanto externos a determinado ambiente. A poluição sonora ilustra como, em determinados campos de atividade humana, o conhecimento sobre as técnicas de controle é mais amplo do que as noções sobre os efeitos biológicos e físicos do poluente.

As propriedades das ondas sonoras

As ondas sonoras são resultado da vibração de objetos sólidos ou da passagem de fluidos sobre ou através de tais objetos. Estes fenômenos induzem a compressão e a rarefação do ar circundante, a exemplo de um pistão que viaja no interior de um cilindro (Figura 15-1). A compressão das moléculas que compõem o ar acarreta um aumento localizado na pressão e na densidade do ar. Em contrapartida, a rarefação tem efeito oposto. Estas oscilações na pressão e na densidade do ar são as ondas sonoras captadas pelo ouvido humano.

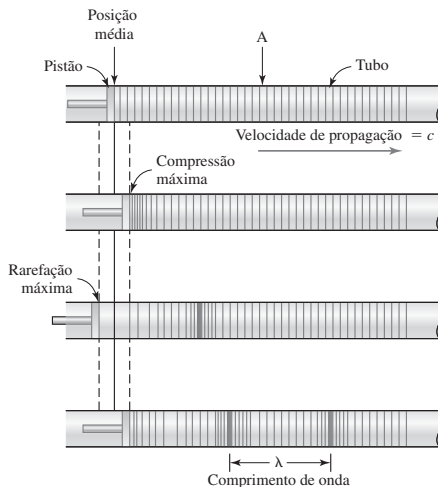
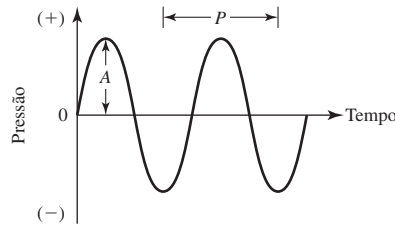


FIGURA 15-1 Os ciclos de compressão e rarefação das moléculas que compõem o ar causados por um pistão em vibração.

FIGURA 15-2 Onda senoidal gerada pela alternância entre a compressão e a rarefação das moléculas do ar. O período e a amplitude da onda são representados pelas letras P e A .



Vamos supor que você esteja no ponto A da Figura 15-1 e que possui um instrumento que mede a pressão do ar a cada 0,000010 s. Os dados obtidos são usados para elaborar um gráfico. Se o pistão se desloca, alternadamente, a uma velocidade constante, seções de ar comprimido e rarefeito se movimentarão ao longo do cilindro a uma velocidade constante, isto é, a velocidade do som* (c). A elevação e a redução da pressão no ponto A obedecem a um padrão cíclico, ou oscilatório, em função do tempo (Figura 15-2). O padrão oscilatório é chamado de padrão senoidal. O intervalo entre sucessivos picos ou depressões na onda é denominado **período** (P). O inverso do período, isto é, o número de vezes em que um pico ocorre em um segundo de oscilações é a **frequência** (f). A relação entre período e frequência é dada pela expressão:

$$P = \frac{1}{f} \quad (15-1)$$

Uma vez que as ondas de pressão se movem pelo tubo a uma velocidade invariável, fica claro que a distância entre pontos de igual pressão deve ser constante. A distância entre picos e vales adjacentes na direção da propagação é denominada **comprimento de onda** (λ). A relação entre comprimento de onda e frequência é dada pela expressão:

$$\lambda = \frac{c}{f} \quad (15-2)$$

A **amplitude** (A) da onda é a altura do pico ou a profundidade da depressão medidos a partir da linha de pressão zero, como mostra a Figura 15-2. A figura também revela que a pressão média é zero no tempo que corresponde ao período da onda, independentemente da amplitude. Contudo, tal situação não é fisicamente possível. A média quadrática, ou RMS (do inglês, *root mean square*), da **pressão sonora** (p_{rms}) é usada para superar esta dificuldade.** A pressão sonora rms é obtida elevando-se o valor da amplitude (a cada instante no tempo) ao quadrado, somando-se os valores obtidos, dividindo-se pelo tempo médio, e extraindo-se a raiz quadrada do valor calculado. A equação da p_{rms} é:

$$\bar{p}_{\text{rms}} = (p^2)^{\frac{1}{2}} \left[\frac{1}{t_m} \int p^2(t) dt \right]^{1/2} \quad (15-3)$$

onde a barra sobre o termo p_{rms} indica que o valor é uma média relativa ao tempo e t_m é o intervalo de medição.

A potência e a intensidade do som

As ondas de pressão sonora transmitem energia na direção da propagação da onda. A energia acústica total emitida por uma fonte por unidade de tempo é denominada **potência sonora** (W).

A **intensidade sonora** (I) é a média ponderada do tempo da potência sonora por unidade de área normal à direção da propagação da onda. A intensidade e a potência são relacionadas pela equação:

$$I = \frac{W}{A} \quad (15-4)$$

*Velocidade de propagação de uma onda sonora mecânica longitudinal.

**Pressão sonora = (pressão atmosférica total) – (pressão barométrica).

onde A é a área unitária perpendicular à direção da propagação. A intensidade e , portanto, a potência está relacionada à pressão sonora pela equação:

$$I = \frac{(p_{\text{rms}})^2}{\rho c} \quad (15-5)$$

onde I = intensidade ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)

p_{rms} = média quadrática da pressão sonora (Pa)

ρ = densidade do meio ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

c = velocidade do som no meio ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

Tanto a densidade do ar como a velocidade do som são funções da temperatura. Conhecendo-se a temperatura e a pressão, a densidade do ar é determinada utilizando-se a Tabela A-4, no Apêndice A. A velocidade do som no ar a 101,325 kPa é determinada com base na equação:

$$c = 20,05 \sqrt{T} \quad (15-6)$$

onde T é a temperatura absoluta em kelvins (K) e c é dada em metros por segundo.

Os níveis e o decibel

A pressão sonora do som mais fraco captado pelo ouvido humano normal é da ordem de 0,00002 Pa. Para fins de comparação, a pressão sonora produzida por um foguete Saturno na decolagem é maior do que 200 Pa. Mesmo em notação científica esta é uma faixa de valores considerada “astronômica”.

Uma escala com base no logaritmo decimal da razão entre duas grandezas medidas foi elaborada para resolver esse problema. As medidas realizadas nessa escala são chamadas de níveis. A unidade destes tipos de medida é o **bel**, batizado em homenagem a Alexandre Graham Bell:

$$L' = \log \frac{Q}{Q_0} \quad (15-7)$$

onde L' = nível (em bels)

Q = grandeza mensurada

Q_0 = grandeza de referência

$\log$ = logaritmo base 10

O bel é uma unidade relativamente grande e, por essa razão, a subunidade **decibel** (dB)* é mais utilizada. Os níveis sonoros são calculados com a equação:

$$L = 10 \log \frac{Q}{Q_0} \quad (15-8)$$

É importante observar que o decibel não é uma unidade física. Ao contrário, ele indica uma transformação logarítmica.

O nível da potência sonora. Quando a grandeza de referência (Q_0) é conhecida, o decibel tem significado físico. Para medidas de ruído, o nível de referência da potência sonora foi estabelecido em 10^{-12} W. Logo, o nível de potência sonora é expresso pela equação:

$$L_w = 10 \log \frac{W}{10^{-12}} \quad (15-9)$$

Os níveis de potência sonora calculados com a Equação 15-9 são expressos em decibel em referência a 10^{-12} W.

O nível da intensidade sonora. O valor de referência da intensidade sonora adotado na medição de ruídos (Equação 15-4) é $10^{-12} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$. Portanto, o nível de intensidade sonora é:

$$L_I = 10 \log \frac{I}{10^{-12}} \quad (15-10)$$

*N. de R.T.: Um decibel é um décimo do bel.

O nível da pressão sonora. Uma vez que os instrumentos de medição do som usam p_{rms} , o nível de pressão sonora é calculado com a expressão:

$$L_p = 10 \log \frac{(p_{\text{rms}})^2}{(p_{\text{rms}})_o^2} \quad (15-11)$$

que, após extrair-se o termo quadrático, é dado por:

$$L_p = 20 \log \frac{p_{\text{rms}}}{(p_{\text{rms}})_o} \quad (15-12)$$

O valor da pressão de referência foi definido como 20 μPa (micropascals). A Figura 15-3 mostra uma escala com os níveis de pressão sonora mais comuns.

A combinação dos níveis de pressão sonora. Devido a seu caráter logarítmico, os valores em decibel não são somados ou subtraídos de forma aritmética. É importante lembrar que a soma de logaritmos de números equivale à multiplicação desses valores. Se você adiciona um som de 60 dB (em referência a 20 μPa) a um som de 60 dB (em relação ao mesmo valor de referência), o valor final é um som de 63 dB (em referência a 20 μPa). O valor final é obtido convertendo-se os valores em decibels para nível de potência sonora, somando os números obtidos e convertendo o resultado em decibels outra vez. A Figura 15-4 apresenta uma solução gráfica deste problema. Resolvendo temos $60 - 60 = 0$ (diferença entre os dois níveis a serem adicionados), que no gráfico fornece o valor de 3,0. Logo, $60 + 3,0 = 63$ dB. Na avaliação da poluição sonora, os resultados são expressos no valor inteiro mais próximo. Neste capítulo, os níveis são em referência a 20 μPa , a menos que dito em contrário. A soma de diversos níveis sonoros pode ser dada pela inclusão do Σ na Equação 15-12. Exemplificando, cada vez que a pressão sonora é multiplicada por 10, o nível de pressão sonora aumenta 20 dB. $\Sigma L_p = 20 \log \Sigma (p_{\text{rms}})/(p_{\text{rms}})_o$.

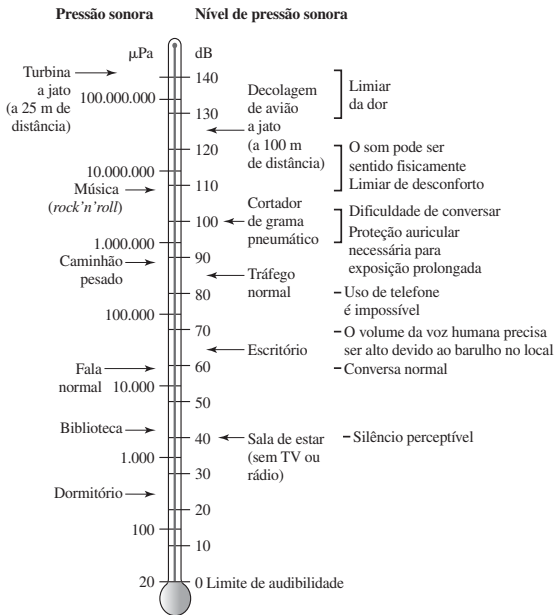


FIGURA 15-3 Escala relativa dos níveis de pressão sonora.

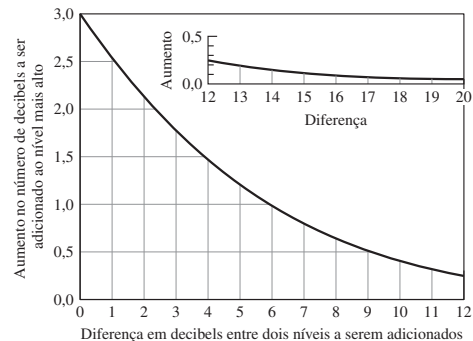


FIGURA 15-4 Gráfico utilizado para resolver problemas envolvendo a adição de valores em decibels.

EXEMPLO 15-1

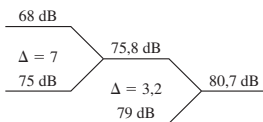
Qual é a potência sonora resultante da combinação dos níveis 68 dB, 79 dB e 75 dB?

Solução Este problema é resolvido convertendo-se os valores em nível de potência sonora, somando-os e convertendo a soma obtida em decibels.

$$\begin{aligned} L_w &= 10 \log \sum 10^{(68/10)} + 10^{(75/10)} + 10^{(79/10)} \\ &= 10 \log (117.365.173) \\ &= 80,7 \text{ dB} \end{aligned}$$

Arredondando o valor para o inteiro mais próximo, temos 81 dB em referência a 20 μ Pa.

Uma alternativa para solucionar este problema usa a Figura 15-4, começando-se com os dois valores inferiores (68 dB e 75 dB). A diferença entre eles é $75 - 68 = 7,00$. Na Figura 15-4, uma linha vertical é traçada do valor 7,00 até a curva. Uma linha horizontal é traçada do ponto em que a linha vertical intercepta a curva até o eixo da ordenada, onde o valor é 0,8 dB. Logo, a soma de 68 dB e 75 dB dá 75,8 dB. O restante do cálculo é mostrado na figura abaixo.

**A caracterização do ruído**

Os circuitos de compensação. Uma vez que as razões para se medirem os ruídos em determinado ambiente normalmente dizem respeito ao bem-estar das pessoas presentes, o interesse do engenheiro ou do cientista ambiental se concentra nas reações humanas aos sons, não ao fenômeno sonoro físico. Por exemplo, o nível de pressão sonora não pode ser interpretado literalmente como indicação da intensidade do som, já que a frequência do som é que tem forte relação com o seu volume. Por essa e outras razões, em muitos casos é importante conhecer algo sobre a frequência do som medido. Se o ouvido humano for exposto a dois ruídos de igual intensidade, mas diferentes frequências, a sensibilidade auditiva será diferenciada para os dois. Essa condição mostrou a necessidade de criarem-se mecanismos compensadores (GRC, 1972). Os **circuitos de compensação** são circuitos eletrônicos de filtração instalados no medidor para atenuar determinadas frequências. Estes dispositivos permitem que o equipamento (Figura 15-5) responda mais intensamente a algumas frequências do que a outras, simulando o ouvido humano. Os estudiosos dos padrões acústicos definiram três curvas de compensação: A, B e C. A principal diferença entre elas é que frequências muito baixas são filtradas de forma muito rígida no circuito A, moderadamente no circuito B e muito pouco no circuito C. Logo, se o nível medido de um som é muito maior no circuito C do que no circuito A, tudo indica que a maior parte dele seja composta sobretudo de frequências baixas. Nos casos em que é preciso avaliar a distribuição da frequência de um som em detalhe, o uso de um analisador de som é necessário. Porém, se você não tem como justificar os custos de tal equipamento, os circuitos de compensação, desde que sejam usados do modo adequado e em conjunto com um medidor de som, fornecem dados úteis sobre a frequência do ruído analisado.

A Figura 15-6 mostra as curvas características da resposta de três circuitos básicos, conforme estipula a especificação SL4-1971 do Instituto de Padrões e Medidas dos Estados Unidos (*American National Standards Institute*, ANSI). Quando um circuito de compensação é utilizado, o medidor de nível sonoro automaticamente subtrai ou soma o número de decibels de cada frequência (como mostra a Tabela 15-1) ao nível de pressão sonora real medido naquela frequência. Em seguida, o dispositivo adiciona todos os números resultantes mediante soma logarítmica, para gerar um único valor. As medições realizadas com um circuito de compensação



FIGURA 15-5 Medidor de nível de som de precisão.

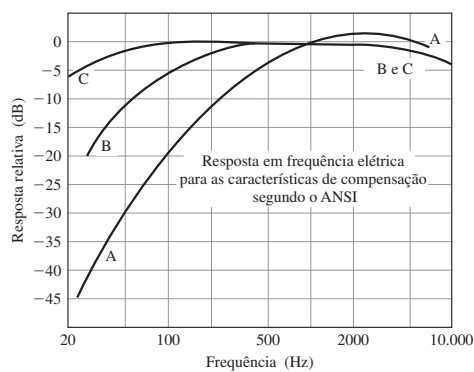


FIGURA 15-6 Curvas características de resposta dos três circuitos de compensação básicos.

TABELA 15-1 Valores dos circuitos de compensação para um medidor de nível de som

Frequência (Hz)	Curva A (dB)	Curva B (dB)	Curva C (dB)	Frequência (Hz)	Curva A (dB)	Curva B (dB)	Curva C (dB)
10	-70,4	-38,2	-14,3	500	-3,2	-0,3	0
12,5	-63,4	-33,2	-11,2	630	-1,9	-0,1	0
16	-56,7	-28,5	-8,5	800	-0,8	0	0
20	-50,5	-24,2	-6,2	1.000	0	0	0
25	-44,7	-20,4	-4,4	1.250	0,6	0	0
31,5	-39,4	-17,1	-3,0	1.600	1,0	0	-0,1
40	-34,6	-14,2	-2,0	2.000	1,2	-0,1	-0,2
50	-30,2	-11,6	-1,3	2.500	1,3	-0,2	-0,3
63	-26,2	-9,3	-0,8	3.150	1,2	-0,4	-0,5
80	-22,5	-7,4	-0,5	4.000	1,0	-0,7	-0,8
100	-19,1	-5,6	-0,3	5.000	0,5	-1,2	-1,3
125	-16,1	-4,2	-0,2	6.300	-0,1	-1,9	-2,0
160	-13,4	-3,0	-0,1	8.000	-1,1	-2,9	-3,0
200	-10,9	-2,0	0	10.000	-2,5	-4,3	-4,4
250	-8,6	-1,3	0	12.500	-4,3	-6,1	-6,2
315	-6,6	-0,8	0	16.000	-6,6	-8,4	-8,5
400	-4,8	-0,5	0	20.000	-9,3	-11,1	-11,2

são consideradas “níveis sonoros”, não “níveis de pressão sonora”. As medições realizadas são expressas em decibels, como dB(A), dBa, dBA, dB(B), dBb, dBB e assim sucessivamente. Os valores expressos em notação tabular são L_A , L_B e L_C .

EXEMPLO 15-2

Um medidor de nível de som tipo 2 novo será testado utilizando-se duas fontes de tom puro que emitem 90 dB. Os tons puros têm frequência de 1000 Hz e 100 Hz. Estime os valores medidos nos circuitos de compensação A, B e C.

Solução A Tabela 15-1 mostra que a resposta relativa (o fator de correção) para 1000 Hz para todos os circuitos de compensação é zero. Logo, para o tom puro de 1000 Hz, poderíamos esperar que os valores dos circuitos A, B e C seriam 90 dB.

Para 100 Hz, os circuitos de compensação têm valores diferentes de resposta relativa. Para o circuito A, o medidor subtrairia 19,1 dB da medida real. Para o circuito B, o aparelho subtrairia 5,6 dB e para o circuito C o valor subtraído seria 0,3 dB. Portanto, os valores esperados seriam:

Circuito A: $90 - 19,1 = 70,9$ dB, ou 71 dB

Circuito B: $90 - 5,6 = 84,4$ dB, ou 84 dB

Circuito C: $90 - 0,3 = 89,7$ dB, ou 90 dB

EXEMPLO 15-3

Os seguintes níveis sonoros foram medidos nos circuitos de compensação A, B e C:

Fonte 1: 94 dB (A), 95 dB (B) e 96 dB (C)

Fonte 2: 74 dB (A), 83 dB (B) e 90 dB (C)

Avalie se as fontes são de baixa, média ou alta frequência.

Solução A inspeção da Figura 15-6 mostra que os valores nos circuitos A, B e C são semelhantes nos casos em que a frequência do ruído emitido é maior do que 500 Hz. Este intervalo pode ser classificado como média/alta frequência, porque não conseguimos distinguir uma frequência “média” de uma frequência “alta” utilizando um medidor de nível de som tipo 2. Da mesma forma, sabemos que, abaixo de 200 Hz (baixa frequência), os valores na escala de A, B e C são muito diferentes. Os valores do circuito A serão menores do que os valores do circuito B, e os valores de ambos (A e B), menores do que os do circuito C.

Fonte 1: observe que os níveis sonoros nos circuitos diferem em 1 dB. Com base na Figura 15-6, vemos que o nível sonoro está na faixa de média/alta frequência.

Fonte 2: os níveis sonoros nos circuitos diferem em vários decibels. O valor do circuito A é menor do que o do circuito B e ambos são menores do que o valor do circuito C. A Figura 15-6 indica que o nível sonoro está no intervalo de baixa frequência.

As bandas de oitavas. Para caracterizar um ruído da forma mais completa, é necessário segmentá-lo em seus componentes de frequências, isto é, dividir o espectro sonoro em bandas menores, para identificar o conteúdo de frequência do ruído. É prática normal considerar 8 a 11 bandas de oitavas.* As bandas de oitavas padrão e suas médias geométricas de frequência (frequências de centro de banda) são dadas na Tabela 15-2. A análise das oitavas é realizada com um medidor de nível de som de precisão e um filtro de bandas de oitavas.

Embora a análise das bandas de oitavas normalmente seja suficiente para o controle de ruídos em um ambiente (isto é, a identificação das pessoas ou equipamentos que emitem ruído

*Uma oitava é o intervalo entre determinado valor de frequência e valor correspondente ao dobro dele. Por exemplo, para a frequência de 22 Hz, a banda de oitava está entre 22 Hz e 44 Hz. A segunda banda de oitava estaria entre 44 Hz e 88 Hz.

TABELA 15-2 As bandas de oitavas

Intervalo de frequência da oitava (Hz)	Média geométrica das frequências (Hz)	Intervalo de frequência da oitava (Hz)	Média geométrica das frequências (Hz)
22–44	31,5	1400–2800	2000
44–88	63	2800–5600	4000
88–175	125	5600–11.200	8000
175–350	250	11.200–22.400	16.000
350–700	500	22.400–44.800	31.500
700–1400	1000		

intenso), em alguns casos uma análise detalhada é necessária para implementarem-se as ações necessárias. A análise da banda de terço de oitava fornece uma imagem refinada da fonte de ruído, em comparação com a análise da banda de oitava completa. De modo geral, tal melhoria na resolução basta para determinarem-se as ações corretivas para os problemas gerados por ruídos ambientais. A análise de banda estreita é ainda mais detalhada, já que é capaz de avaliar larguras de banda da ordem de 2 Hz. Este grau de aprimoramento só é justificado no projeto e teste de um produto e na solução de problemas relativos à geração de ruído e de vibrações em equipamentos industriais.

O cálculo das médias dos níveis de pressão sonora. Devido à natureza logarítmica do decibel, os valores médios de um conjunto de medições de nível de pressão sonora não podem ser computados como de costume. Neste caso, a equação abaixo precisa ser usada:

$$\bar{L}_p = 20 \log \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N 10^{(L_j/20)} \tag{15-13}$$

onde $\bar{L}_p$ = nível de pressão sonora médio (em dB em referência a 20 μ Pa)

N = número de medições

L_j = j -ésimo nível de pressão sonora (em dB em referência a 20 μ Pa)

j = 1, 2, 3, ... N

Esta equação também é válida para níveis sonoros em decibels (A) e para o cálculo dos níveis de potência sonora médios nos casos em que os fatores de 20 são substituídos por fatores de 10.

EXEMPLO 15-4

Calcule o nível sonoro médio de quatro valores medidos em decibels: 38, 51, 68 e 78 dB.

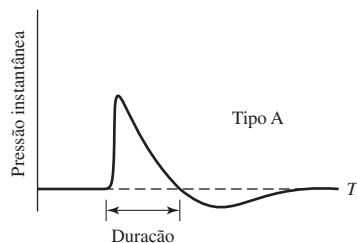
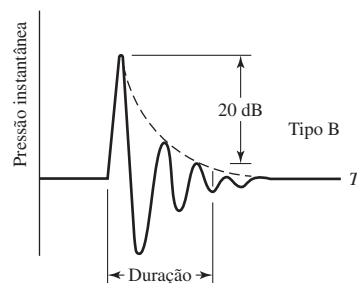
Solução Primeiro realizamos a soma.

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^4 &= 10^{(38/20)} + 10^{(51/20)} + 10^{(68/20)} + 10^{(78/20)} \\ &= 1,09 \times 10^4 \end{aligned}$$

Após, finalizamos o cálculo.

$$\begin{aligned} \bar{L}_p &= 20 \log \frac{1,09 \times 10^4}{4} \\ &= 68,7, \text{ ou } 69 \text{ dBA} \end{aligned}$$

A média aritmética normal geraria 58,7 dB, ou 59 dB.

**FIGURA 15-7** Ruído de impacto tipo A.**FIGURA 15-8** Ruído de impacto tipo B.

Os tipos de som. A descrição qualitativa dos padrões de ruído os divide em três classes: os **ruídos contínuos**, os **ruídos intermitentes** e os **ruídos de impacto** (ou **de impulsivo**). Um ruído é contínuo quando o nível sonoro tem variação menor do que 5 dB durante o período de mensuração, como o ruído de um ventilador, por exemplo (pequenas flutuações). O ruído é chamado de intermitente quando um ruído contínuo dura mais de 1 s mas é interrompido por mais de 1 s. A broca utilizada por um dentista gera um ruído intermitente. Já o ruído de impacto é caracterizado por uma variação de 40 dB (ou maior) com duração menor do que 1 s* (apresentam altos níveis de intensidade sonora, num intervalo de tempo muito pequeno). O estampido de uma arma de fogo tipifica este tipo de ruído.

Existem dois tipos de ruído de impacto. O tipo A é caracterizado por uma elevação rápida no nível de pressão sonora, a qual é seguida de uma onda com pressão negativa pequena ou por uma queda no nível de fundo (Figura 15-7). O ruído de impacto tipo B é caracterizado por uma queda amortizada (oscilatória) (Figura 15-8). Nos casos de sons de grande intensidade e tempo de duração muito pequeno, um medidor de nível de som especial é utilizado para medir o ruído. É preciso observar que nível da pressão sonora no pico é diferente do nível do som de impacto, já que este é calculado com base em uma média temporal.

15-2 OS EFEITOS DOS RUÍDOS NAS PESSOAS

No escopo deste livro, os efeitos dos ruídos são classificados em efeitos auditivos e efeitos psicossociais. Os **efeitos auditivos** incluem a perda de audição e a interferência na fala. Os **efeitos psicossociais** incluem a irritabilidade, os distúrbios do sono, a redução do desempenho em diversas tarefas e efeitos sobre privacidade acústica.

O mecanismo da audição

Antes de discutirmos a perda de audição, é importante examinar a estrutura geral do ouvido e o modo como o órgão funciona.

O ouvido é dividido em três seções: o ouvido externo, o ouvido médio e o ouvido interno (Figura 15-9). Os ouvidos médio e externo convertem a pressão sonora em vibrações. Além disso, têm função protetora, pois impedem que detritos e objetos entrem no ouvido interno. A trompa de Eustáquio se estende da câmara do ouvido médio à parte superior da garganta, posteriormente ao palato mole. Em condições normais, a trompa de Eustáquio se encontra fechada. A contração dos músculos do palato durante movimentos simples como a mastigação, o bocejo e a deglutição abre a trompa de Eustáquio, o que permite que o ouvido médio libere e equalize a pressão. Se a pressão do ar externo muda de forma brusca, devido a uma variação na altitude,

*O Departamento de Saúde e Segurança Ocupacional dos Estados Unidos (*Occupational Safety and Health Administration*, OSHA) classifica três eventos repetidos, inclusive impulsos, como ruído estacionário se o intervalo for menor do que 0,5 s.

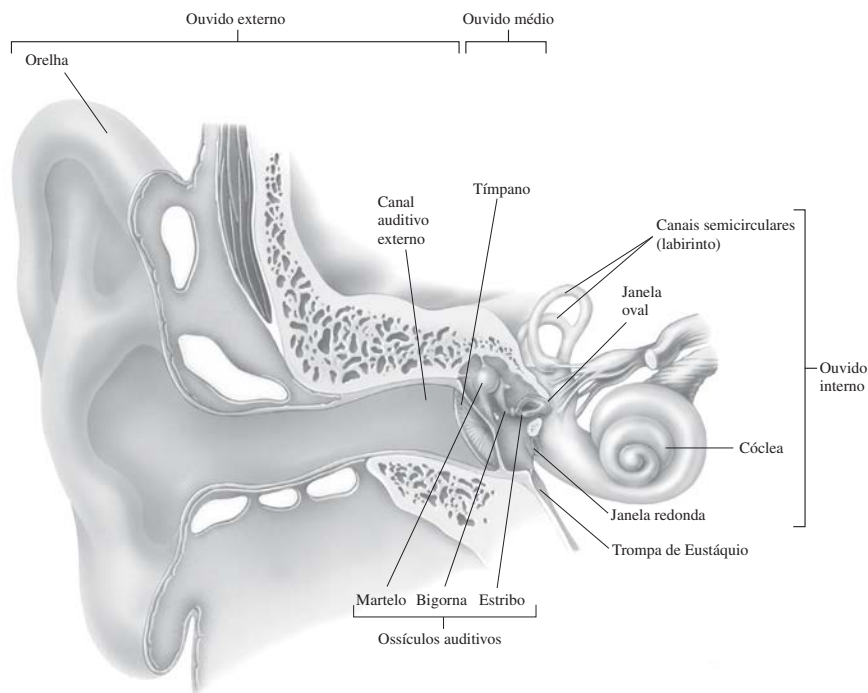


FIGURA 15-9 As divisões anatômicas do ouvido humano.

por exemplo, a trompa de Eustáquio é aberta mediante bocejo ou deglutição involuntários, equalizando a pressão.

O mecanismo de transdução do som se encontra alojado no ouvido médio.* Ele é formado pela **membrana timpânica** (tímpano) e três **ossículos** (termo técnico da literatura médica utilizado para descrever ossos muito pequenos) (Figura 15-10). Os ossículos estão apoiados em ligamentos e se movimentam mediante dois músculos ou por deflexão da membrana timpânica. O movimento muscular é involuntário. Sons altos fazem com que estes músculos se contraíam, reduzindo o movimento da cadeia ossicular (Borg e Cornter, 1989). Esta condição confere determinada proteção à estrutura delicada do ouvido interno contra lesões. A discussão sobre o ouvido interno apresentada abaixo foi extraída de Clemis (1975).

A principal função do ouvido médio na audição é a transferência da energia sonora do ouvido externo para o ouvido interno. A vibração do tímpano é transmitida para o martelo. Uma vez que os ossos da cadeia ossicular estão conectados uns aos outros, os movimentos do martelo são transmitidos à bigorna e, por fim, ao estribo, o qual se encontra na janela oval.

À medida que o estribo se move para frente e para trás, segundo um padrão oscilatório, as vibrações são transmitidas para o ouvido interno através da janela oval. Logo, o movimento mecânico do tímpano é transmitido efetivamente pelo ouvido médio para o fluido do ouvido interno.

O transdutor conduz e amplifica o som mediante dois mecanismos principais. Primeiro, a ampla área superficial do tímpano, comparada à área superficial reduzida da base do

*Um **transdutor** é um dispositivo que transmite potência de um sistema para outro. Neste caso, a potência sonora é convertida em deslocamento mecânico, o qual é mensurado e interpretado pelo cérebro.

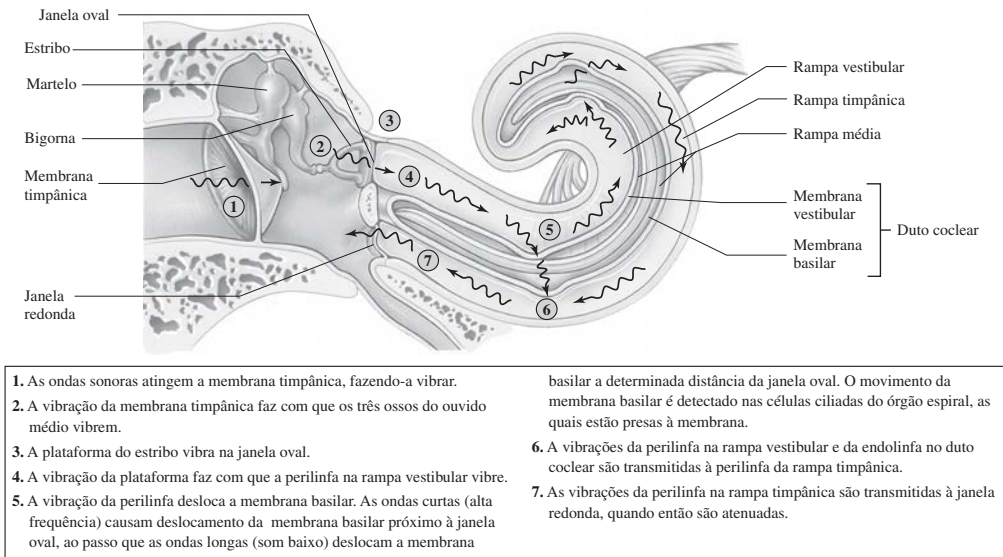


FIGURA 15-10 O mecanismo de transdução do som no ouvido médio.

estribo (plataforma) causa um efeito hidráulico. A área superficial do tímpano é cerca de 25 vezes maior do que a área da janela oval. Toda a pressão sonora captada no tímpano é transmitida pela cadeia ossicular e concentrada em uma área muito pequena da janela oval. Isso produz um aumento de pressão significativo.

Os ossos da cadeia ossicular estão dispostos de maneira a permitir que atuem como uma série de alavancas, cujos braços longos estão próximos ao tímpano e os braços curtos apontam para a janela oval. Os sulcos estão localizados no ponto de encontro dos ossos. Uma pequena pressão no braço longo da alavanca gera uma pressão muito maior no braço curto. Uma vez que o braço longo está preso ao tímpano e o braço curto tem ligação com a janela oval, a cadeia ossicular atua como um amplificador da pressão sonora. O efeito de amplificação do mecanismo de condução do som é da ordem de 22 para 1.

O ouvido interno abriga os receptores de equilíbrio e os receptores auditivos. Os receptores auditivos estão na **cóclea**, osso em formato de concha de caracol com duas voltas e meia em torno do próprio eixo (ver a Figura 15-9). A seção transversal da cóclea (Figura 15-11) mostra três compartimentos: a **rampa vestibular**, a **rampa timpânica** e a **rampa média**. As rampas vestibular e timpânica conectam-se no ápice da cóclea. Ambas são preenchidas com um fluido chamado de **perilinfa**, no qual a rampa média flutua. O órgão da audição, denominado **órgão de Corti**, está na rampa média, a qual contém a endolinfa, responsável pela irrigação do órgão.

A rampa média tem formato triangular e mede cerca de 34 mm de comprimento. Como mostra a Figura 15-11, algumas células crescem na **membrana basilar**. Estas células apresentam um tufo de cílios em uma extremidade e estão presas ao nervo auditivo pela outra. Uma membrana gelatinosa, denominada **membrana tectória**, se estende sobre as células ciliadas e se encontra presa ao **limbo espiral**. As células ciliadas se encontram incorporadas à membrana tectória.

A vibração da janela oval, transmitida pelo estribo, faz com que os fluidos das três rampas adquiram um movimento ondular. Os movimentos da membrana basilar e da membrana tectória, os quais ocorrem em direções opostas, fazem com que as células ciliadas se movimentem. O atrito destas gera impulsos elétricos nos nervos auditivos, os quais são transmitidos ao cérebro.

Os terminais nervosos junto às janelas oval e redonda são sensíveis a frequências elevadas. Os terminais próximos ao ápice da cóclea são sensíveis a frequências baixas.

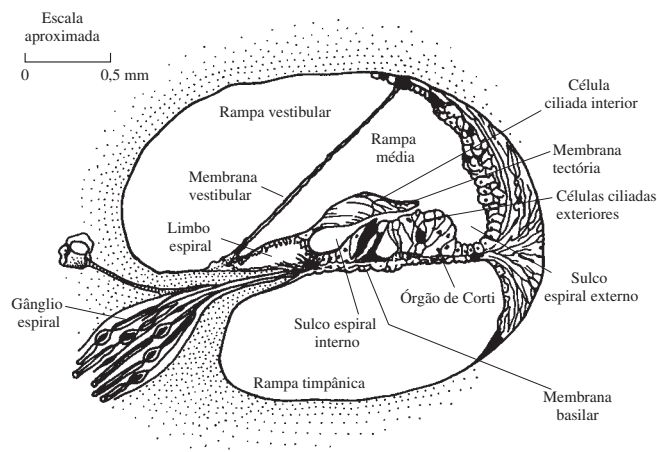


FIGURA 15-11 Seção transversal da cóclea.

A audição normal

O intervalo de frequência e a sensibilidade. O ouvido de um indivíduo do sexo masculino jovem e audiometricamente saudável responde a ondas sonoras na faixa que vai de 20 Hz a 16.000 Hz. As crianças jovens e mulheres reagem a frequências da ordem de até 20.000 Hz. A zona da fala está no intervalo de frequência entre 500 Hz e 2000 Hz. O ouvido é mais sensível na faixa entre 2000 Hz e 5000 Hz. A menor pressão sonora perceptível neste intervalo de frequência é 20 μPa .

No ar, a pressão de 20 μPa a 1000 Hz corresponde a um deslocamento de 1,0 nm das moléculas do ar. O movimento térmico destas moléculas equivale a uma pressão da ordem de 1,0 μPa . Se o ouvido fosse mais sensível, seríamos capazes de ouvir as moléculas do ar colidindo com a pele humana, como as ondas do mar quebram na praia!

O volume. De modo geral, dois tons puros com frequências diferentes mas mesmo nível de pressão sonora são ouvidos como sons de volumes distintos. O nível do volume é uma grandeza psicoacústica.

Em 1935, Fletcher e Munson realizaram uma série de experimentos para determinar a relação entre frequência e volume (Fletcher e Munson, 1935). Um tom de referência e um tom de teste foram emitidos alternadamente para os voluntários, que tiveram de ajustar o nível sonoro do tom de teste até este se igualar ao nível do tom de referência. Os resultados foram representados em um gráfico nível de pressão sonora (em dB) vs. frequência do tom de teste. As curvas obtidas foram chamadas de **curvas de Fletcher-Munson**, ou **curvas isofônicas**. A frequência de referência usada é 1000 Hz. As curvas são expressas em **fonos**, isto é, os níveis de pressão sonora do tom puro de 1000 Hz em decibels. A curva inferior (linha tracejada) representa o limiar auditivo. Contudo, o limiar real pode variar em ± 10 dB entre pessoas com audição normal.

A audiometria. Os testes de audição são realizados com um equipamento denominado **audiômetro**. Em linguagem simples, o dispositivo conta com uma fonte de tons puros ajustável para o nível de pressão sonora. Os sons são enviados a um fone de ouvido. Alguns audiômetros geram um relatório impresso em forma de gráfico com os resultados do teste, denominado **audiograma**. Neste caso, o equipamento tem um circuito de compensação chamado de escala de **limiar auditivo** (*hearing threshold level*, HTL).

Na escala HTL, o volume de um tom puro é ajustado de acordo com a frequência, de maneira que “0” dB seja o nível mínimo audível para uma pessoa jovem com audição normal. Os padrões de referência para nível de audibilidade zero utilizados nos Estados Unidos são os adotados pela *American Standards Association* — ASA-1951 e pelo *American National Standards Institute* ANSI-1969. Os valores de referência do ANSI são mostrados na Figura 15-12. Observe

FIGURA 15-12 Valores de referência determinados pela ANSI para o limiar auditivo.

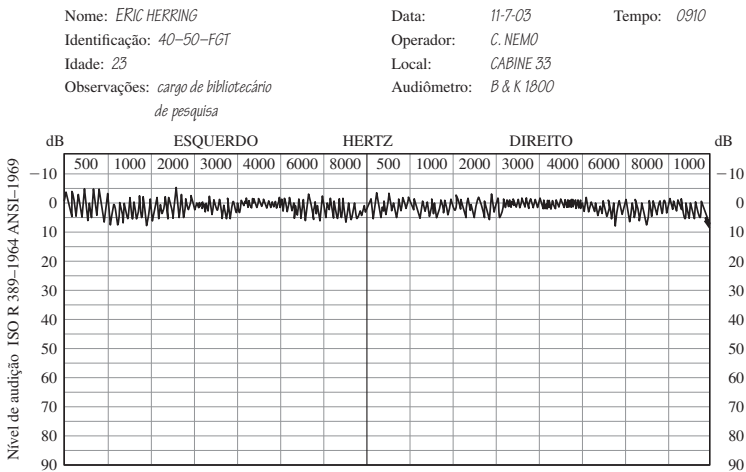
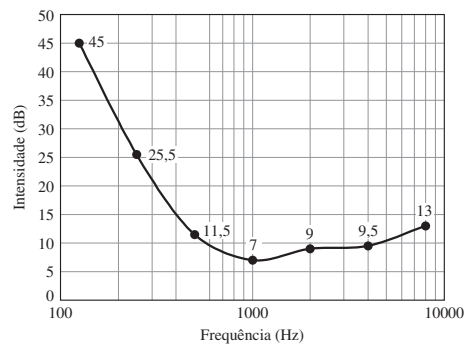


FIGURA 15-13 Audiograma mostrando uma resposta auditiva excelente.

a semelhança com as curvas de Fletcher-Munson. O audiograma inicial preparado para um indivíduo é chamado de **HTL de base**, ou simplesmente HTL.

O audiograma representado na Figura 15-13 indica que a pessoa examinada tem audição perfeita. A resposta normal pode variar em ± 10 dB a partir do valor de “0” dB. Como mostra o audiograma, este teste foi realizado utilizando-se o circuito de compensação do ANSI 1969.

É possível perceber que os valores citados dizem respeito à capacidade auditiva de pessoas jovens. Isto ocorre porque, com o passar dos anos, o indivíduo está sujeito a perder parte da audição, fenômeno este denominado **presbiacusia**.

A perda de audição

O mecanismo. Exceto pela ruptura do tímpano, resultado da exposição a ruídos de impacto intensos, o ouvido externo e médio raramente é prejudicado pelos sons normais. Na maioria das vezes, a perda auditiva ocorre por conta do dano neurológico envolvendo as células ciliadas do ouvido (Figura 15-14). Duas teorias tentam explicar as lesões causadas por ruídos. A primeira diz que forças de cisalhamento intensas causam algum dano mecânico às células ciliadas. A segunda argumenta que estímulos sonoros fortes forçam essas células a entrar em um estado de alta atividade metabólica, o qual induz a falência e, consequentemente, leva à morte celular, sem possibilidade de regeneração.

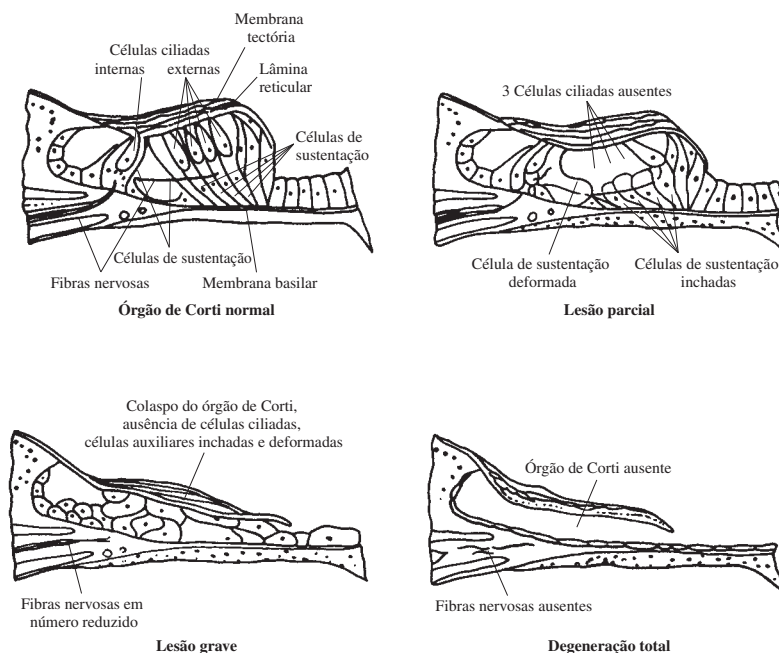


FIGURA 15-14 Graus diversos de lesão das células ciliadas.

A medição. Uma vez que a observação direta do órgão de Corti em pessoas com algum comprometimento da audição não é possível, a presença de lesões é inferida com base na perda de HTL. O aumento na pressão sonora necessário para atingir-se um novo valor de HTL é denominado **mudança no limiar**. Obviamente só é possível fazer a identificação da mudança de limiar se já tiver sido realizado um exame audiométrico antes da exposição ao ruído que causou o dano.

As perdas auditivas podem ser temporárias ou permanentes. As perdas induzidas por ruídos precisam ser diferenciadas das outras causas de perda auditiva, como a idade (presbiacusia), uso de drogas, doenças e golpes na cabeça. A **mudança temporária no limiar** (*temporary threshold shift*, TTS) difere da **mudança permanente no limiar** (*permanent threshold shift*, PTS) pelo fato de que a remoção do estímulo excessivo na TTS resulta no retorno gradual dos limiares auditivos basais.

Os fatores que afetam a mudança no limiar. As variáveis importantes no desenvolvimento das mudanças temporária e permanente no limiar incluem (NIOSH, 1972):

1. *O nível sonoro.* Os níveis sonoros precisam exceder 60 dBA a 80 dBA antes de a TTS se tornar perceptível para uma pessoa com audição normal.
2. *A distribuição da frequência do som.* Os sons cuja energia está concentrada nas frequências comuns da fala são mais potentes para causar a mudança no limiar, comparados aos sons cuja maior parte da energia ocorre nas frequências abaixo da frequência da fala.
3. *A duração do som.* Quanto mais persistente for o som, maior a intensidade da mudança no limiar.
4. *A distribuição temporal da exposição ao som.* O número e a duração de períodos de silêncio entre períodos de exposição influenciam a magnitude da mudança no limiar.
5. *As diferenças individuais na tolerância.* Estas diferenças variam muito de indivíduo para indivíduo.
6. *O tipo de som* (constante, intermitente ou de impacto). A tolerância ao pico de pressão sonora é reduzida pelo aumento da duração do som.

A mudança temporária no limiar (TTS). A TTS normalmente é acompanhada de zuni-do, abafamento sonoro e desconforto auditivo generalizado. A maior parte da TTS ocorre nas duas primeiras horas de exposição. A recuperação da HTL de base após o começo da TTS inicia dentro da primeira ou da segunda hora a contar do começo da exposição. A recuperação se dá dentro de 16 a 24 horas a partir do mesmo momento.

A mudança permanente no limiar (PTS). Alguns especialistas acreditam haver uma relação direta entre a TTS e a PTS. Os níveis de ruído que não geram TTS após 2 a 8 horas de exposição não induzem a PTS, caso se prolonguem além deste período. A forma do audiograma da TTS se assemelha a um audiograma da PTS.

De modo geral, a perda de audição induzida pelo ruído é caracterizada por uma queda localizada e repentina na curva de HTL nas frequências entre 3000 Hz e 6000 Hz. Esta redução, denominada **entalhe de alta frequência**, normalmente ocorre na frequência de 4000 Hz (Figura 15-15). A evolução da TTS em PTS com a exposição contínua a ruídos segue um padrão bastante regular. Primeiro, o entalhe de alta frequência aumenta nas duas direções. Embora perdas expressivas possam ocorrer acima de 3000 Hz, o indivíduo não percebe qualquer alteração em sua capacidade auditiva. Na verdade, ele não percebe mudança alguma até o aumento médio de 25 dB se verificar no intervalo entre 500 Hz e 2000 Hz na HTL, segundo a escala ANSI-1969. O início e a evolução da perda auditiva permanente causada pelo ruído são lentos e insidiosos. A pessoa exposta muitas vezes sequer percebe qualquer alteração. Não há registro de perda total de audição por conta da exposição a ruídos.

O trauma acústico. O ouvido externo e o ouvido médio raramente são prejudicados pelo excesso de ruído. Todavia, sons de impacto têm a capacidade de romper a membrana timpânica, deslocando a cadeia ossicular. A perda permanente de audição resultante da exposição muito breve a um ruído muito alto é denominada **trauma acústico** (Davis, 1958). Os danos aos ouvidos externo e médio nem sempre são acompanhados de trauma acústico.

Os mecanismos de proteção. Embora o mecanismo e a extensão do fenômeno não estejam claros, alguns estudiosos acreditam que as estruturas do ouvido médio conferem determinado grau de proteção aos delicados órgãos sensoriais do ouvido interno (Davis, 1957). Um dos mecanismos de proteção propostos é a variação no modo de vibração do estribo. Como vimos, há indícios de que os músculos do ouvido médio se contraem reflexivamente em resposta ao

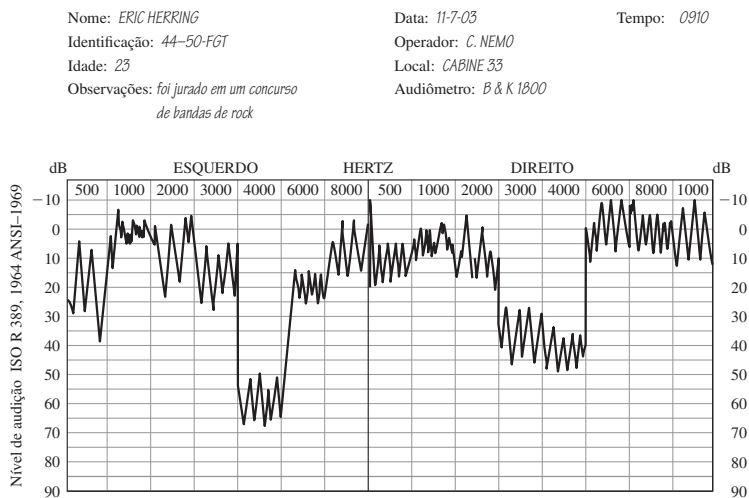


FIGURA 15-15 Audiograma mostrando perda auditiva no entalhe de alta frequência.

um ruído alto. Esta contração afeta a amplificação realizada por estas alavancas em condições normais. As mudanças na transmissão podem ser da ordem de 5 dB a 10 dB. Contudo, o tempo de reação da estrutura músculo-osso é da ordem de 10 ms. Logo, esta proteção não é eficiente contra as frentes de ondas acústicas elevadas, características dos ruídos de impacto.

Os critérios de dano e risco

Os **critérios de dano e risco** especificam a exposição máxima que permita evitar danos à audição. Para a Sociedade Norte-Americana de Oftalmologia e Otorrinolaringologia, é caracterizado o **dano auditivo** nos casos em que valor médio da HTL é maior do que 25 dB (ANSI, 1969) em 500 Hz, 1000 Hz e 2000 Hz. Este é chamado de **limite inferior**. A **perda total** ocorre quando o valor médio da HTL for maior do que 92 dB. A presbiacusia está incluída na definição do valor de 25 dB como limite inferior. Dois critérios foram definidos para especificar as condições nas quais a vasta maioria dos trabalhadores podem ser expostos a ruídos repetidamente, sem efeitos adversos a capacidade auditiva e à habilidade de escutar a fala normal.

A exposição contínua e intermitente. O Instituto de Segurança e Saúde Ocupacional dos Estados Unidos (*National Institute for Occupational Safety and Health*, NIOSH) recomenda que a exposição ocupacional ao ruído seja controlada de maneira a impedir que o trabalhador seja sujeitado a níveis de ruído acima dos limites definidos pela linha B na Figura 15-16. Além disso, o NIOSH sugere que instalações novas sejam projetadas de modo que os níveis de exposição fiquem abaixo dos limites definidos pela linha A na Figura 15-16. A Lei de Walsh-Healey, aprovada pelo Congresso dos Estados Unidos em 1969 para proteger os trabalhadores, utiliza um critério de dano e risco equivalente ao da linha A.

A interferência na fala

Como vimos, o ruído pode afetar nossa habilidade comunicativa. Muitos ruídos não são intensos o bastante para causar prejuízo à audição, embora possam interferir na fala e na comunicação. A interferência, também chamada de **mascaramento**, é uma função complexa da distância entre falante e ouvinte e dos componentes da frequência das palavras faladas. O nível de interferência na fala (NIF) foi desenvolvido como medida da dificuldade de comunicação com diferentes níveis de ruído de fundo (Beranek, 1954). Hoje, os critérios mais usados são os níveis de ruído de fundo médios e a qualidade da comunicação falada (Figura 15-17).

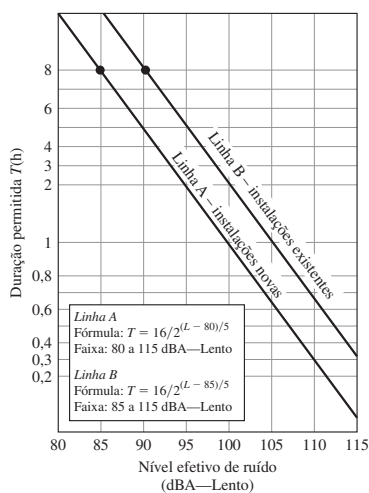


FIGURA 15-16 Limites da exposição ocupacional ao ruído definidos pelo NIOSH para a exposição ao ruído contínuo ou intermitente.

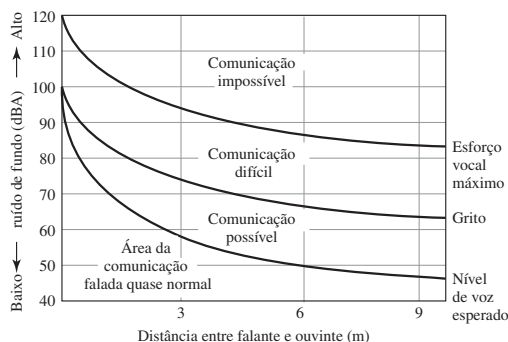


FIGURA 15-17 Qualidade da comunicação falada como função do nível sonoro e da distância.

EXEMPLO 15-5

Uma pessoa está em um local silencioso e deseja falar com um operador de um caminhão de 4,5 Mg parado a 6 m de distância. O nível do som na cabine do caminhão é aproximadamente 73 dBA. A comunicação é possível?

Solução Utilizando a Figura 15-17, vemos que a pessoa terá de gritar para ser ouvida. Contudo, caso se aproximasse a uma distância de 1,0 m do caminhão, ela poderia utilizar o volume “esperado” de voz, isto é, o volume ligeiramente aumentado devido à percepção inconsciente do ruído ambiental, nas condições dadas.

Além disso, está claro que, para distâncias normais observadas em cômodos fechados, como salas de aula, por exemplo (4,5 m–6,0 m), o nível de fundo equivalente ponderado A deve ser menor do que 50 dB para a conversação normal.

O desconforto

O desconforto causado por um ruído é uma resposta a uma experiência auditiva. Este mal-estar tem origem na natureza desagradável de alguns ruídos, na perturbação ou na interrupção generalizada que induzem, nas reações fisiológicas e nas respostas ao significado das “mensagens” transmitidas por esses ruídos (Miller, 1971). Por exemplo, um som pode ser mais perturbador à noite do que durante o dia, assim como os ruídos intermitentes talvez incomodem mais do que um ruído constante. Um ruído semelhante a um barulho desagradável ou que represente uma ameaça, por exemplo, tem potencial de causar forte incômodo. Da mesma forma, ruídos gerados sem intenção que persistem no ambiente geram mais estresse do que um som proposital, mas temporário. Sons cujas fontes são conhecidas (visíveis) são mais estressantes. Em contrapartida, ruídos desconhecidos têm efeitos negativos menos impactantes. Além disso, ruídos inseridos no contexto do convívio social local podem ser muito ou pouco perturbadores, dependendo do receptor (May, 1978).

Muitos fatores determinam o grau de perturbação e as chances de um incômodo sonoro se converter em uma queixa, de promover a rejeição de um produto ou de motivar uma reação contra uma fonte de ruído. Alguns destes fatores foram identificados e tiveram sua importância relativa avaliada. As reações aos ruídos produzidos por aeronaves são as mais estudadas. Contudo, existem poucas informações sobre os ruídos gerados pelo transporte terrestre, por processos industriais e por atividades recreativas (Miller, 1971). Muitos sistemas de previsão e classificação são desenvolvidos para estudar as reações de rejeição das populações expostas a diferentes ruídos.

O estrondo sônico. Entre os eventos sonoros que despertam muito interesse em relação aos impactos negativos que causam está o **estrondo sônico**.

O fluxo de ar em torno de uma aeronave ou qualquer objeto cuja velocidade excede a velocidade do som, isto é, um objeto supersônico, é caracterizado por descontinuidades denominadas **ondas de choque**, resultantes do encontro súbito de um corpo rígido com o ar. Em velocidades subsônicas, o ar parece se conformar ao objeto e, portanto, inicia um movimento de expansão antes de tocar a borda deste. Contudo, em velocidades supersônicas o ar à frente do avião não é perturbado. Com isso, o contato com a extremidade dianteira da aeronave cria uma região de sobrepressão (Figura 15-18), maior do que a pressão atmosférica. Esta região é deslocada na velocidade do som, criando uma onda de choque cônica denominada **onda de proa**, a qual altera a direção do fluxo de ar. A segunda onda de choque, a **onda de popa**, é gerada na cauda da aeronave e é associada a uma região na qual a pressão é menor do que a normal. Esta descontinuidade na pressão faz com que o ar atrás da aeronave se mova lateralmente.

O ouvido humano é sensível às expressivas variações na pressão geradas pela passagem das ondas de proa e de popa. Essas variações geram a sensação de um som de explosão (Minix, 1978). Observe que a onda de pressão e, portanto, o estrondo sônico ocorre ao longo do tempo em que a velocidade é supersônica, não apenas quando a aeronave quebra a barreira do som.

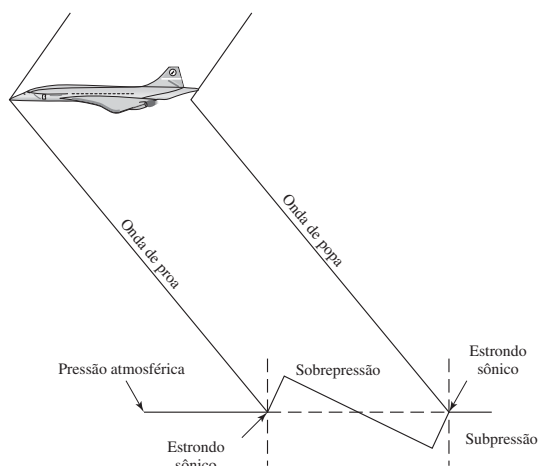


FIGURA 15-18 O estrondo sônico resultante da onda de proa e da onda de popa de um avião supersônico.

Tanto o volume do ruído como o sobressalto causado pelo som de impulso são muito perturbadores. Algumas pessoas nunca se acostumam com esses fenômenos. Os voos supersônicos comerciais não são permitidos no espaço aéreo norte-americano. Apenas aeronaves militares têm licença para romper a barreira do som, autorização esta restrita a voos sobre áreas pouco povoadas.

A interferência no sono

A interferência no sono é objeto de muitas pesquisas sobre o ruído (Miller, 1971). A maioria de nós já sofreu prejuízos ao sono, tanto quando somos despertados como ao sermos privados de adormecer por conta de sons altos, estranhos, assustadores ou perturbadores. Despertadores ou rádios relógios são usados para interromper o sono, embora muitas pessoas se acostumem com esses sons e, portanto, voltem a dormir após o alarme tocar. Em linhas gerais, é possível afirmar que apenas os sons ambientais desconhecidos geram algum efeito negativo. Dito de outro modo, a perturbação ao sono depende apenas da ocorrência de sons com as quais o indivíduo não esteja familiarizado. As pesquisas sobre o tema indicam que um som pode induzir o sono, ou mesmo mantê-lo. Uma canção de ninar, o som constante de um ventilador ou a cadência das ondas do mar atuam como sons relaxantes. Outros sons servem para abafar e mascarar ruídos transientes irritantes.

O conhecimento geral sobre a perturbação do sono sugere que os fenômenos descritos sejam mais complexos do que se supõe. Os residentes de áreas rurais vivenciam certa dificuldade de adormecer em uma cidade. Já o morador de uma metrópole pode se sentir desconfortável na quietude do campo. Como explicar que uma mãe acorde ao menor movimento de seu bebê no berço no quarto ao lado, ao mesmo tempo que permanece dormindo durante uma tempestade? Estes fatos sugerem que as relações entre a exposição a ruídos e a qualidade de uma noite de sono são intrincadas.

Os efeitos de ruídos relativamente curtos (com cerca de 3 min de duração, ou menos) em uma pessoa dormindo em um ambiente silencioso foram estudados em detalhe. Na maioria dos casos averiguados, os ruídos ocorrem de forma muito espaçada no período do sono de 5 a 7 horas. A Figura 15-19 apresenta um resumo desses sons. As linhas tracejadas são curvas hipotéticas que representam a porcentagem de vezes em que um jovem adulto desperta durante a noite, depois de um período de adaptação aos procedimentos de um laboratório do sono por algumas noites. O indivíduo pressiona um botão de fácil acesso para indicar que acordou.

Durante o sono leve, é comum acordar devido a ruídos entre 30 dB e 40 dB acima do nível de um ruído detectado em vigília. Contudo, no sono profundo, o estímulo sonoro para despertar uma pessoa está entre 50 dB e 80 dB acima do nível de um ruído detectado quando ela está desperta.

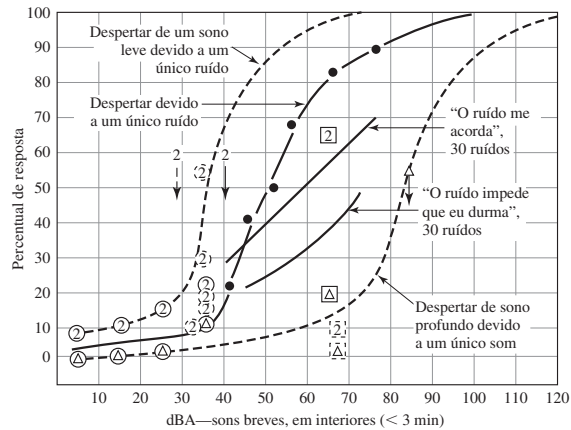


FIGURA 15-19 Os efeitos de ruídos breves no sono.

As linhas sólidas na Figura 15-19 foram geradas com dados obtidos de questionários respondidos por pessoas que vivem próximo a aeroportos. A porcentagem de entrevistados que afirmaram que as aeronaves em processo de decolagem ou aterrissagem as acordam ou impedem que durmam é representada corrigida para um evento sonoro do tipo contínuo equivalente ponderado A. Estas curvas são para o caso de, aproximadamente, 30 decolagens/pousos espaçados ao longo do período de sono normal de 6 a 8 horas. Os círculos sólidos representam a porcentagem de pessoas que desperta com um nível sonoro de 3 minutos no circuito de compensação A (dBA) ou menor. Esta curva é baseada em dados de 350 pessoas avaliadas nos próprios dormitórios. Estas medições foram realizadas entre 2h00 e 7h00. É plausível supor que a maioria desses indivíduos tenha despertado de um sono leve.

Os efeitos no desempenho

Quando uma tarefa requer o uso de sinais auditivos, falados ou não, qualquer ruído capaz de mascarar ou interferir na percepção desses sinais afeta o desempenho de um indivíduo na tarefa.

Os efeitos de um ruído no desempenho em tarefas mentais ou motoras que não envolvem sinais auditivos são difíceis de mensurar. O comportamento humano é complexo, o que dificulta a avaliação do modo como diferentes sons afetam pessoas durante tarefas distintas. Contudo, algumas conclusões gerais são possíveis. Os ruídos constantes e sem significado especial não interferem com o desempenho humano, a menos que o nível sonoro contínuo equivalente ponderado A exceda 90 dB. Ruídos intermitentes são mais prejudiciais do que ruídos constantes. Mesmo quando os ruídos intermitentes estão abaixo de 90 dB, eles podem interferir no desempenho. Os componentes de alta frequência de um ruído acima de 1000 Hz a 2000 Hz interferem de modo mais pronunciado no desempenho, comparados com os componentes de frequências baixas. Exceto por ruídos em níveis elevados, um ruído normal não parece interferir no ritmo do trabalho. Pausas na geração de ruídos ajudam o indivíduo a recuperar o ritmo de suas atividades. As pesquisas indicam que os ruídos afetam mais a qualidade do que a quantidade do trabalho realizado. Tarefas complexas são mais facilmente afetadas do que tarefas simples.

A privacidade acústica

Na ausência de privacidade, as pessoas têm duas alternativas: ou se conformam a um código social rígido, ou adotam comportamentos muito permissivos. A privacidade atua como mecanismo mediador entre estes dois extremos. Na ausência dela, além das perturbações discutidas, o indivíduo se sente constrangido, já que existe a noção de que suas atividades talvez perturbem outras pessoas. Em um cenário sem privacidade acústica, o som atinge a quem não deve, a exemplo de uma linha telefônica que cruza chamadas. O resultado é que todas as partes envolvidas se sentem perturbadas.

15-3 OS SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO

Os objetivos de um sistema de classificação de ruídos

Um sistema ideal de classificação de ruídos permite que as medições realizadas utilizando-se medidores ou analisadores sejam resumidas de forma sucinta, sem comprometer a representatividade dos dados coletados. Na discussão sobre volume e perturbação, observamos que a resposta de um indivíduo a um ruído tem forte dependência da frequência. Além disso, sabe-se que o tipo de ruído (contínuo, intermitente ou de impacto) e a hora do dia em que ocorre (ruídos noturnos são mais perniciosos) são fatores que governam a irritabilidade da pessoa exposta.

Logo, o sistema ideal precisa levar a frequência em conta. Ele deve diferenciar entre ruídos diurnos e noturnos. Além disso, tal sistema precisa ser capaz de descrever o efeito cumulativo da exposição. De modo geral, esses critérios são atendidos por sistemas de classificação baseados na estatística.

Uma das dificuldades práticas inerentes aos sistemas de classificação de ruídos diz respeito às grandes quantidades de dados geradas. O número de informações necessárias para caracterizar os ruídos em um determinado ambiente é expressivo. É simplesmente impossível utilizar tamanho volume de dados na definição de critérios de exposição em uma regulamentação, por exemplo. Logo, muitos esforços são realizados para definir uma única medida para a exposição ao ruído. Os parágrafos a seguir descrevem três sistemas de classificação muito utilizados.

O conceito L_N

O parâmetro L_N é uma medida estatística que indica o número de vezes em que um nível sonoro é excedido. Por exemplo, $L_{30} = 67$ dBA indica que o nível de 67 dB(A) foi excedido em 30% do tempo em que ocorreu a medição. Um gráfico de L_N vs. N , onde $N = 1\%$, 2% , 3% e assim por diante seria semelhante à curva de distribuição cumulativa mostrada na Figura 15-20.

Assim como a curva de distribuição cumulativa, a curva de distribuição probabilística também é muito utilizada. Ela mostra com que regularidade os níveis sonoros caem em determinados intervalos de classe. Na Figura 15-21, vemos que os níveis sonoros medidos variaram entre 65 dBA e 67 dBA em 35% do tempo de medição, e que variaram entre 67 dBA e 69 dBA em 15% desse período. A relação entre esta curva e a curva L_N é bastante simples. A soma das porcentagens dadas para sucessivos intervalos de classe, da esquerda para a direita, dá o valor correspondente de L_N , onde N é a soma das porcentagens e L é o limite inferior do intervalo mais à esquerda considerado, isto é, L_{30} .

$$L(1 + 2 + 12 + 15) = 67 \text{ dBA}$$

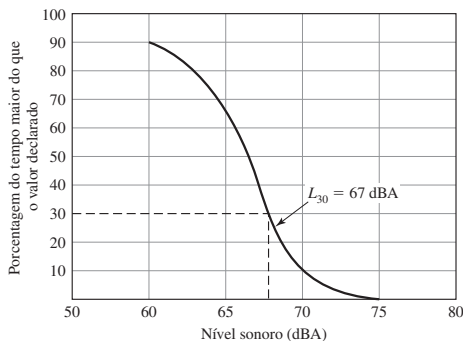


FIGURA 15-20 Curva de distribuição cumulativa.

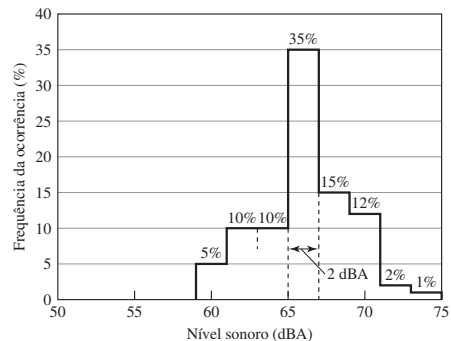


FIGURA 15-21 Gráfico da distribuição probabilística.

O conceito de L_{eq}

O nível sonoro contínuo equivalente (L_{eq}) é um parâmetro válido na análise de qualquer nível de ruído intermitente. Ele diz respeito ao nível sonoro constante que, ao longo de determinado período, corresponde à mesma quantidade de energia de um ruído intermitente. O valor de L_{eq} é dado pela equação:

$$L_{eq} = 10 \log \frac{1}{t} \int_0^t 10^{L(t)/10} dt \quad (15-14)$$

onde t = período ao longo do qual L_{eq} é determinado

$L(t)$ = nível sonoro variável no tempo (dBA)

Em linhas gerais, não existe uma relação clara entre $L(t)$ e o tempo. Logo, é necessário realizar uma série de medições discretas de $L(t)$. Com isso, a expressão é modificada:

$$L_{eq} = 10 \log \sum_{i=1}^{i=n} 10^{L_i/10} t_i \quad (15-15)$$

onde n = número total de amostras

L_i = nível sonoro da i -ésima medição (dBA)

t_i = fração do tempo total de medição

EXEMPLO 15-6

Consideremos o caso em que um nível sonoro de 90 dBA é mantido por 10 min, seguido de uma redução no nível para 70 dBA por 30 min. Qual é o nível sonoro contínuo equivalente (L_{eq}) para o período total de 40 min? Suponha que a medição ocorra a cada 5 min.

Solução Se o intervalo de medição é 5 min, o número total de leituras (n) é 8, e a fração total do tempo de medição (t_i) de cada medição é $1/8 = 0,125$. Estes cálculos iniciais são usados para realizar a soma:

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^2 &= (10^{90/10})(0,250) + (10^{70/10})(0,750) \\ &= (2,50 \times 10^8) + (7,50 \times 10^6) = 2,58 \times 10^8 \end{aligned}$$

Por fim, calculamos o logaritmo e encontramos:

$$L_{eq} = 10 \log(2,58 \times 10^8) = 84,11 \text{ dBA, ou } 84 \text{ dBA}$$

Este cálculo é representado graficamente na Figura 15-22. É possível observar a forte ênfase nos níveis sonoros elevados ocasionais.

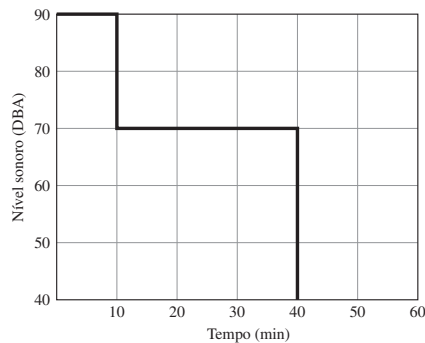


FIGURA 15-22 Ilustração do cálculo de L_{eq} realizado no Exemplo 15-6.

O nível de ruído equivalente foi desenvolvido em 1965, na Alemanha, como sistema de classificação para avaliar o efeito do ruído de aeronaves nas vizinhanças de aeroportos (Burck et al., 1965). Na Áustria, o parâmetro foi imediatamente reconhecido como apropriado para analisar o efeito do ruído do tráfego próximo a residências e escolas. Na Alemanha, foi incluído na lista de parâmetros de teste para classificar os efeitos subjetivos de ruídos intermitentes de qualquer tipo, como aqueles gerados pelo tráfego em ruas, autoestradas, vias férreas, canais e rios, aeroportos, operações industriais (inclusive ruídos de equipamentos individuais), estádios e *playgrounds*.

O conceito de L_{dn}

O valor de L_{dn} equivale ao L_{eq} calculado para um período de 24 horas, com uma “penalidade” de 10 dBA para o período noturno. Logo, o parâmetro representa uma média para os períodos diurno e noturno, como mostra o índice “dn”, em lugar de “eq”. No contexto dos ruídos gerados em aeroportos, o L_{dn} é representado de forma simplificada como LDN. O período noturno inicia às 22h00 e termina às 7h00. A equação do L_{dn} foi obtida a partir da equação do L_{eq} , com um incremento de 1 s no tempo. Uma vez que o período no qual o L_{dn} é calculado corresponde a um dia de 24 horas, o período total, em segundos, é 86.400 s. A Equação 15-15 é reescrita como:

$$L_{dn} = 10 \log \left[\frac{1}{86.400} \sum 10^{L_i/10} t_i + \sum 10^{(L_j+10)/10} t_j \right] \quad (15-16)$$

Uma vez que $10(\log 86.400) \approx 49,4$, o nível sonoro médio para 24 horas pode ser escrito como:

$$L_{dn} = 10 \log \left[\sum 10^{L_i/10} t_i + \sum 10^{(L_j+10)/10} t_j \right] - 49,4 \quad (15-17)$$

15-4 AS FONTES DE RUÍDOS E OS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO

Uma discussão detalhada sobre as características de todos os ruídos gerados em um ambiente urbano vai além do escopo deste livro. Da mesma forma, não pretendemos apresentar uma lista de todos os critérios de avaliação. Selecionamos alguns exemplos representativos da magnitude e da variação dos números observados.

O ruído associado ao transporte

O ruído gerado por aeronaves. O espectro de ruídos de uma ampla variedade de aviões de fuselagem larga, como o Boeing 747, por exemplo, revela que os níveis de pressão sonora são maiores durante a decolagem do que na aterrissagem. Este padrão é típico de todos os tipos de aeronaves. Exceto pelos aviões com turbina a jato, as aeronaves de pequeno porte exercem níveis de pressão sonora menores.

Os critérios de perturbação para as operações envolvendo aeronaves são baseados em medições em campo e pesquisas de opinião. Os resultados de levantamentos sobre o tema em nove aeroportos nos Estados Unidos e na Grã-Bretanha são resumidos na Figura 15-23. O valor de L_{dn} é o valor de L_{eq} para um período de 24 horas, com uma margem de 10 dB adicionada aos níveis de pressão sonora registrados à noite, isto é, entre 22h00 e 7h00.

O ruído gerado em rodovias. O escapamento do motor é a principal fonte de ruídos associados à maioria dos veículos automotores com funcionamento normal em velocidades menores do que $55 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ (Figura 15-24). Embora os pneus representem um problema menor em carros do que em caminhões, eles são a principal fonte de ruídos em velocidades acima de $80 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$. Os carros de passeio não são tão ruidosos quanto os caminhões, mas a contribuição deles para o ruído ambiental é significativa, devido ao grande número de veículos circulantes.

Os caminhões movidos a diesel geram ruídos entre 8 dB e 10 dB mais intensos do que veículos equivalentes com motores a gasolina. Com velocidades acima de $80 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, os ruídos emitidos pelos pneus preponderam. O padrão de sulcagem cruzada é o mais ruidoso.

Os ruídos gerados por motocicletas dependem da velocidade. A principal fonte é o escapamento. O espectro de ruídos de motores de dois e quatro ciclos diferem em alguns aspectos importantes. Os motores de dois ciclos exercem pressões sonoras de frequência mais elevada.

O Departamento de Estradas de Rodagem dos Estados Unidos (Federal Highway Administration, FHA) criou padrões de ruído para o tráfego em rodovias (Tabela 15-3). Os níveis

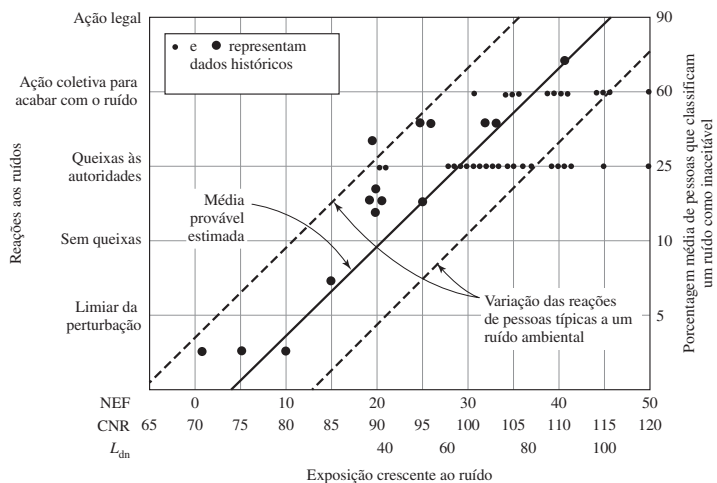


FIGURA 15-23 Relação entre a exposição ao ruído de uma aeronave e a perturbação causada por ele.

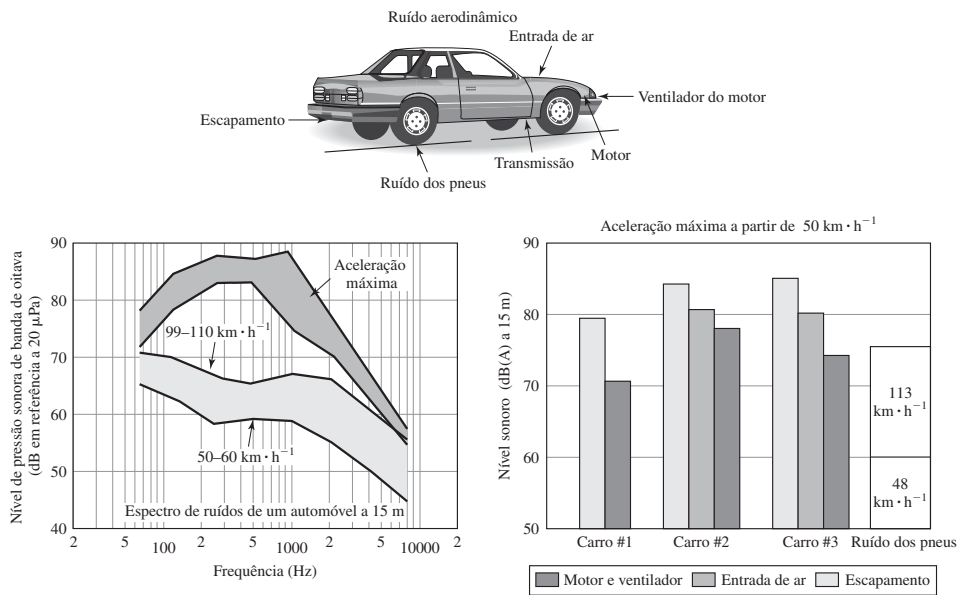


FIGURA 15-24 Espectros de ruído típicos de automóveis.

são superiores aos que seriam esperados para não produzir problemas, mas são inferiores aos de muitas rodovias existentes.

Os outros motores a combustão interna

Os motores a combustão representam uma fonte importante de poluentes ambientais, inclusive sonoros. Por essa razão, a Tabela 15-4 resume algumas características destes motores. “De modo geral, estes dispositivos não contribuem de forma significativa com a geração de ruídos em áreas

TABELA 15-3 Os critérios de geração de ruídos na construção civil adotados nos Estados Unidos

Categoria do uso da terra	Nível ^a de ruído no projeto exterior (dBA)		Descrição da categoria
	L_{eq}	L_{10}	
A	57	60	Extensões de terra nas quais a tranquilidade é importante e atende às necessidades da população local e nas quais a preservação dessas qualidades é essencial. Por exemplo, áreas que tenham anfiteatros, parques ou partes deles, espaços abertos com funções especiais ou reconhecidos como adequados para atividades que requeriam ambientes tranquilos.
B	67	70	Residências, hotéis, pavilhões comunitários, escolas, igrejas, bibliotecas, hospitais, áreas de lazer e esporte, parques.
C	72	75	Conjuntos habitacionais e propriedades ou atividades não incluídas nas categorias A e B.
D	Ilimitado	Ilimitado	Terras não aproveitadas.
E	52 Interior	55 Interior	Pavilhões, escolas, igrejas, bibliotecas, hospitais e outros prédios públicos.

^a L_{eq} ou L_{10} podem ser utilizados, mas não ambos. Os níveis devem ser baseados em uma medição de 1 h.
Fonte: FHWA, 1973.

TABELA 15-4 Resumo das características dos ruídos gerados por motores a combustão interna

Fonte	Energia sonora – compensação A ^a (kW · h · dia ⁻¹)	Nível típico de ruído – compensação A a 15,2 m (dBA)	Nível de exposição ^b de 8 h (dBA)		Tempo típico de exposição (h)
			Média	Máximo	
Cortadores e grama	63	74	74	82	1,5
Tratores pequenos	63	78	n.d.	n.d.	n.d.
Motosserras	40	82	85	95	1
Sopradores de neve	40	84	61	75	1
Aparadores de grama	16	78	67	75	0,5
Aeromodelo	12	78	70 ^c	79 ^c	0,25
Sopradores de folhas	3,2	76	67	75	0,25
Geradores	0,8	71	—	—	—
Arado mecânico	0,4	70	72	80	1

^a Com base em estimativas do número total de unidades em operação em um dia.
^b Nível equivalente para a avaliação do risco relativo de perda auditiva.
^c Medido durante o ajuste do motor.
Fonte: U.S. EPA, 1971.

urbanas residenciais. Contudo, a perturbação que causam tende a ser elevada (U.S. EPA, 1971).” O nível de exposição de 8 horas diz respeito à exposição do operador.

Os ruídos gerados pela construção civil

A Figura 15-25 mostra as faixas de níveis sonoros de 19 equipamentos comumente utilizados em obras da engenharia civil. Embora a amostragem seja limitada, os dados parecem ser relativamente precisos. O ruído produzido durante a interação entre uma máquina e um material contribui com a geração de ruídos.

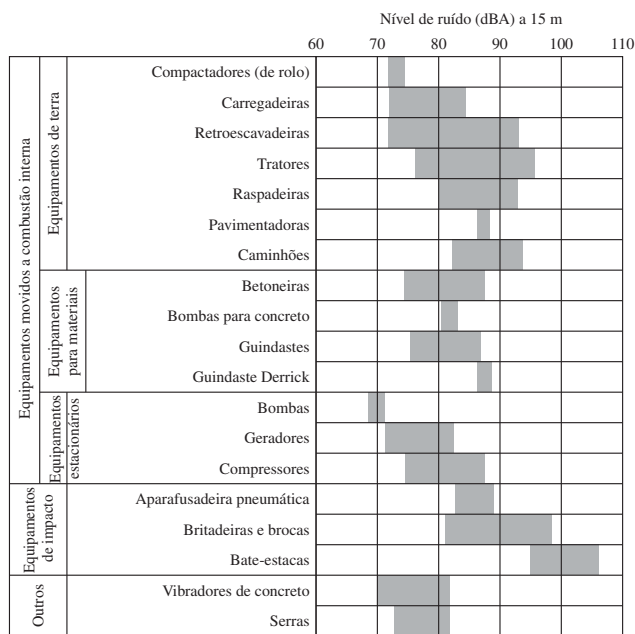


FIGURA 15-25 Faixa de níveis sonoros de diversos tipos de equipamentos utilizados na construção civil (com base em amostragem limitada aos dados disponíveis).

É difícil quantificar a perturbação causada pelos ruídos da construção civil. Porém, algumas generalizações podem ser feitas:

- 1. A construção de uma casa em um bairro gera queixas dos moradores vizinhos nos casos em que o L_{eq} de 8 h máximo exceder 70 dBA.
- 2. Obras de escavação e construção em um bairro residencial estão sujeitas a ações judiciais se o L_{eq} de 8 h máximo exceder 85 dBA.

O zoneamento e a escolha do local

O Departamento de Habitação e Urbanismo dos Estados Unidos (*U.S. Department of Housign and Urban Development*, HUD) define os critérios da exposição ao ruído da construção civil em áreas residenciais (Tabela 15-5). O Departamento Federal de Aviação (*Federal Aviation Administration*, FAA) daquele país estabelece os níveis de ruído aceitáveis de acordo com o uso das áreas próximas. Tais diretrizes e as orientações sobre o ruído gerado pelo tráfego de veículos (ver a Tabela 15-3), quando são seguidas durante a escolha de um local para uma obra, reduzem a perturbação e as queixas de moradores de áreas residenciais.

TABELA 15-5 Os critérios de avaliação de ruído da construção civil em áreas residenciais adotados nos Estados Unidos

Exposição externa	Avaliação
Excede 89 dBA durante 60 min · dia ⁻¹	Inaceitável
Excede 75 dBA durante 8 h · dia ⁻¹	
Excede 65 dBA durante 8 h · dia ⁻¹	Variável, normalmente inaceitável
Ruídos altos e repetitivos na obra	
Não excede 65 dBA em mais de 8 h · dia ⁻¹	Variável, normalmente aceitável
Não excede 45 dBA em mais de 30 min · dia ⁻¹	Aceitável

As medidas de proteção à saúde e ao bem-estar

De acordo com portaria do Congresso dos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos definiu critérios de nível sonoro voltados para a proteção da saúde e do bem-estar dos cidadãos norte-americanos (Tabela 15-6) (U.S. EPA, 1974). A agência entende que um ambiente residencial deva ser silencioso, tanto no campo como na cidade, e impedir a interferência de ruídos nas atividades humanas e minimizar a perturbação. Além disso, é importante que o aparelho auditivo tenha tempo para se recuperar após exposição a níveis sonoros elevados durante o dia. O valor de L_{dn} de 45 propicia uma boa margem de segurança.

15-5 A TRANSMISSÃO DE RUÍDOS EM AMBIENTES EXTERNOS

A lei dos quadrados inversos

A vibração de uma esfera com raio δ segundo um padrão radial uniforme de expansão e contração gera ondas sonoras homogêneas. Se a posição da esfera é tal que as ondas sonoras não sejam refletidas para ela, e se o produto $\kappa\delta$, onde κ é o número de onda*, for muito maior do que 1, então a intensidade sonora na distância radial r da esfera é inversamente proporcional ao quadrado de r :

$$I = \frac{W}{4\pi r^2} \quad (15-18)$$

onde I = intensidade sonora ($W \cdot m^{-2}$)
 W = potência sonora da fonte (W)

A Equação 15-18 é expressão matemática da **lei dos quadrados inversos**. Ela mostra que a redução da intensidade sonora com a distância se deve, em parte, à divergência das ondas (Figura 15-26). Para uma fonte linear, como uma rodovia ou uma via férrea, por exemplo, a redução da intensidade sonora é inversamente proporcional a r , não a r^2 . Da perspectiva prática, é difícil, quando não é impossível, mensurar a potência sonora da fonte. Nesses casos, medimos o nível de pressão sonora a uma distância conhecida da fonte e utilizamos a lei dos quadrados inversos ou as relações de dependência radial para estimar o nível de pressão sonora na distância real. Por exemplo, com base na lei dos quadrados inversos, o nível de pressão sonora L_{p2} na distância r_2 em relação à fonte pode ser determinado se o nível de pressão sonora L_{p1} próximo ao ponto r_1 for conhecido:

$$L_{p2} = L_{p1} - 10 \log \left(\frac{r_2}{r_1} \right)^2 \quad (15-19)$$

Para uma fonte linear, o nível de pressão sonora L_{p2} na distância r_2 em relação à fonte pode ser determinado com uma equação semelhante:

$$L_{p2} = L_{p1} - 10 \log \left(\frac{r_2}{r_1} \right) \quad (15-20)$$

Os campos acústicos de uma fonte

O caráter da onda varia com a distância em relação à fonte sonora (Figura 15-27). Em um ponto próximo à fonte, denominado **campo próximo**, a velocidade da partícula não está em fase

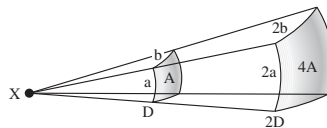


FIGURA 15-26 Ilustração da lei dos quadrados inversos.

* $\kappa = 2\pi/\lambda$, onde λ é o comprimento de onda, a unidade de κ é o inverso do comprimento, m^{-1} .

TABELA 15-6 Valores médios anuais de L_{eq} como pré-requisito de proteção da saúde pública e do bem-estar com margens de segurança adequadas

Parâmetro	Ambientes internos		Para proteger contra ambos os efeitos ^b	Ambientes externos		Para proteger contra ambos os efeitos ^b
	Interferência na atividade	Perda auditiva		Interferência na atividade	Perda auditiva	
Residências com espaço externo e em áreas rurais	45	70	45	55	70	55
Residências sem espaço externo	45	70	45			
Ambientes comerciais	^a	70	70 ^c	^a	70	70 ^c
Interior de meios de transporte	^a	70	^a			
Indústrias	^a	70	70 ^c	^a	70	70 ^c
Hospitais	45		45	55		55
		70			70	
Ambientes educacionais	45		45	55		55
		70			70	
Áreas de recreação	^a	70	70 ^c	^a	70	70 ^c
Terras agrícolas e não habitadas				^a	70	70 ^c

^a Uma vez que diferentes tipos de atividades são associados a níveis sonoros distintos, a identificação do nível máximo de interferência em uma atividade pode ser difícil, exceto quando a comunicação falada é uma atividade crítica.

^b Com base no nível mínimo.

^c Com base apenas na perda auditiva.

^d O valor de $L_{eq(8)}$ de 75 dB pode ser identificado nessas situações, desde que a exposição durante as 16 h seguintes seja baixa o bastante para resultar em contribuição insignificante para a média de 24 h, isto é, não maior do que $L_{eq} = 60$ dB.

Observação: o período que causa uma perda auditiva no nível identificado é igual a 40 anos.

Fonte: U.S. EPA, 1974.

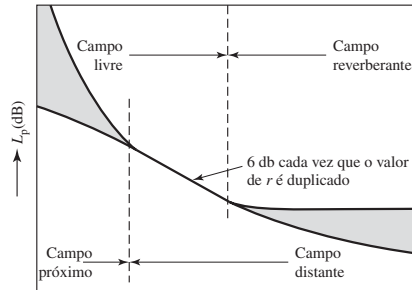


FIGURA 15-27 Variação do nível de pressão sonora no raio r a partir de uma fonte de ruído.

com a pressão sonora. Neste local, L_p flutua com a distância e não segue a lei dos quadrados inversos. Quando a velocidade da partícula e a pressão sonora estão em fase, o local da medida do som é denominado **campo próximo**. Se a fonte sonora está em um espaço aberto, isto é, não há superfícies refletoras, as medições no campo distante são chamadas de medições em **campo livre**. Todavia, nos casos em que a fonte se encontra cercada de superfícies refletoras, como em uma sala com paredes, teto e piso metálicos, por exemplo, as medições no campo distante são denominadas **medições em campo reverberante**. A área sombreada no campo distante mostrado na Figura 15-27 mostra que L_p não segue a lei dos quadrados inversos no campo reverberante.

A diretividade

A maioria das fontes sonoras reais não emite sons de maneira uniforme em todas as direções. Se você tivesse de medir o nível de pressão sonora em determinada faixa de frequência a uma distância fixa de uma fonte real, encontraria níveis diferentes em direções distintas. Um gráfico elaborado com estes dados em coordenadas polares gera o padrão de diretividade da fonte.

O **fator de diretividade** é a medida numérica da diretividade de uma fonte sonora. A forma logarítmica do fator de diretividade é chamada de **índice de diretividade**. Para uma fonte esférica, ele é definido como:

$$DI_\theta = L_{p\theta} - L_{ps} \quad (15-21)$$

onde $L_{p\theta}$ = nível de pressão sonora medido na distância r' e ângulo θ de uma fonte diretiva que emite potência sonora W em um espaço **anecoico**, isto é, livre de ecos, em dB.

L_{ps} = nível de pressão sonora medido na distância r' em relação a uma fonte não diretiva que emite potência sonora W no espaço anecoico (em dB). A fonte é idêntica à fonte diretiva, exceto pela hipótese de ser uma fonte ideal, tal qual considerada no desenvolvimento da lei dos quadrados inversos.

Para uma fonte localizada em/ou próximo a uma superfície rígida e plana, o índice de diretividade assume a forma:

$$DI_\theta = L_{p\theta} - L_{ps} + 3 \quad (15-22)$$

O componente de 3 dB é adicionado porque a medição é realizada sobre uma semiesfera, não uma esfera. Isto é, a intensidade no raio r é duas vezes maior se uma fonte emite para uma semiesfera, não uma esfera ideal, a qual consideramos até aqui. Os índices de diretividade são válidos apenas para o ângulo e a frequência nos quais L_p foi mensurado.

O raciocínio apresentado parte da hipótese de que o padrão de diretividade não varia com a distância em relação à fonte, o que nos permite aplicar a lei dos quadrados inversos para fontes diretivas medindo-se o nível de pressão sonora na distância r_1 no ângulo diretivo considerado.

A transmissão no ar

A previsão da transmissão de ruídos no ar é normalmente realizada considerando-se apenas as condições favoráveis para o fenômeno, as quais são definidas como (ISO, 1989, 1990):

1. A direção do vento faz um ângulo de 45° com a reta que liga o centro da fonte e o centro de determinada área (o vento sopra da fonte para o receptor).
2. A velocidade aproximada do vento está entre $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, medidos a uma altura entre 3 m e 11 m.
3. A propagação ocorre na direção horizontal (ou próxima a esta) sob uma inversão térmica estabilizada em relação ao solo.

Os efeitos das condições atmosféricas. A energia sonora é absorvida no ar isotrópico em repouso pela excitação e relaxamento vibracionais das moléculas do oxigênio e, em temperaturas muito baixas, pelo calor de condução e pela viscosidade do ar. A excitação molecular é uma função complexa da frequência do ruído, da umidade e da temperatura. De modo geral, à medida que a umidade cai, a absorção sonora aumenta. Com a elevação da temperatura da ordem de 10°C a 20°C (dependendo da frequência do som), a absorção tem comportamento análogo. Acima de 25°C , o parâmetro diminui. A absorção aumenta com a frequência do ruído.

O perfil vertical de temperatura exerce forte influência nos padrões de propagação do som. Na existência de um gradiente superadiabático, os raios sonoros se curvam para cima, formando zonas de sombra. Já a inversão faz com que os raios sonoros se curvem na direção do solo, aumentando os níveis sonoros. Estes efeitos são insignificantes em distâncias curtas, mas podem exceder 10 dB em extensões maiores do que 800 m.

A propagação do som também é afetada pelos gradientes de velocidade do vento. O som transportado pelo ar em movimento é curvado para baixo, enquanto as ondas sonoras que viajam contra o vento são curvadas para cima. No primeiro caso, os níveis sonoros não sofrem aumento ou redução significativos. Porém, quando as ondas são curvadas na direção ascendente, os níveis sonoros podem ser reduzidos de forma expressiva.

O modelo da fonte pontual simples. Uma fonte é denominada pontual quando tem $\kappa\delta \ll 1$ e pode ser descrita mediante a Equação 15-18. De acordo com Magrab:

Na prática, em sua maioria as fontes pontuais não podem ser classificadas como pontuais. Contudo, o campo acústico de uma fonte sonora complexa dá a impressão de a fonte ser pontual, caso algumas condições sejam atendidas: (1) $r/\delta \gg 1$, isto é, a distância em relação à fonte é grande, comparada com o tamanho desta e (2) $\delta/\lambda \ll r/\delta$, isto é, a relação entre o tamanho da fonte e o comprimento da onda sonora no meio é pequena, comparada à relação entre a distância a partir da fonte e o seu tamanho. É preciso lembrar que $r/\delta \gg 1$, de acordo com a primeira condição. Um valor de $r/\delta > 3$ é uma aproximação adequada; logo, $\delta/\lambda \ll 3$ (Magrab, 1975).

A equação que descreve uma fonte pontual básica é:

$$L_p \cong L_w - 20 \log r - 11 - A_e \quad (15-23)$$

onde L_p = nível desejado de potência sonora (em referência a $20 \mu\text{Pa}$) no ângulo θ e distância r em relação à fonte (dB)

L_w = nível de potência sonora medido (em referência a 10^{-12} W) no ângulo θ (dB)

A_e = atenuação na distância r (dB)

Exceto pelo último termo (A_e), a equação apresentada é igual à lei dos quadrados inversos. O termo A_e representa a atenuação observada além da divergência das ondas sonoras. A atenuação depende das condições ambientais e é expressa em dB.

O termo A_e pode ainda ser dividido em cinco componentes:

A_{e1} = atenuação pela absorção do ar (dB)

A_{e2} = atenuação pelo solo (dB)

A_{e3} = atenuação por barreiras (dB)

A_{e4} = atenuação pela vegetação (dB)

A_{e5} = atenuação por habitações (dB)

O exemplo a seguir considera a equação da fonte pontual simples. Um exame detalhado desses casos vai além do escopo deste livro. Uma discussão abrangente sobre o tema é encontrada em obras de referência específica, como Piercy e Daigle (1991).

EXEMPLO 15-7

O nível de potência sonora de um compressor (em referência a 10^{-12} W) é 124,5 dB a 1000 Hz. Calcule o nível de potência sonora 200 m a jusante dos ventos predominantes em uma tarde de verão com tempo bom e velocidade do vento igual a $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. A temperatura do ar é 20°C , a umidade relativa é 50% e a pressão barométrica é 101,325 kPa. Nestas condições, a atenuação devida à absorção pelo ar (A_{e1}) é 0,94 dB. A atenuação total devida ao solo (A_{e2}) é $-2,21$ dB (isto é, a atenuação aumenta o nível sonoro devido à reflexão).

Solução Utilizando o modelo da fonte pontual simples (Equação 15-23), o nível de potência sonora no receptor é:

$$\begin{aligned} L_p &= 124,5 - 20 \log(200) - 11 - 0,94 - (-2,21) \\ &= 124,5 - 46 - 11 - 0,94 + 2,21 = 68,77 \text{ dB, ou } 69 \text{ dB a } 1000 \text{ Hz} \end{aligned}$$

15-6 A ANÁLISE DO RUÍDO DEVIDO AO TRÁFEGO

A análise de L_{eq}

O Ministério dos Transportes e da Comunicação de Ontário desenvolveu uma equação empírica para calcular a poluição sonora devida ao tráfego com base no conceito de L_{eq} (Hajek, 1977):

$$L_{eq} = 42,3 + 10,2 \log(V_c + 6V_t) - 13,9 \log D + 0,13S \quad (15-24)$$

onde L_{eq} = nível sonoro contínuo equivalente durante 1 h (dBA)
 V_c = número de automóveis (de dois eixos apenas) ($\text{veículos} \cdot \text{h}^{-1}$)
 V_t = número de caminhões (seis rodas ou mais) ($\text{veículos} \cdot \text{h}^{-1}$)
 D = distância entre o receptor e a borda lateral da via (m)
 S = velocidade média do tráfego durante 1 h ($\text{km} \cdot \text{h}^{-1}$)

Esta equação não leva em conta a existência de barreiras sonoras. Um cálculo específico é utilizado para esta finalidade.

O cálculo de L_{dn}

O método desenvolvido pelo Ministério dos Transportes e da Comunicação de Ontário para o cálculo de L_{dn} é uma extensão da equação que a instituição desenvolveu para o cálculo de L_{eq} :

$$L_{dn} = 31,0 + 10,2 \log(\text{TDMA} + \%T \text{TDMA}/20) - 13,9 \log D + 0,13S \quad (15-25)$$

onde L_{dn} = nível sonoro equivalente (linha de compensação A) durante 24 h e compensação de 10 dBA aplicada ao período entre 22h00 e 7h00 (dBA)

TDMA = tráfego diário – média anual ($\text{veículos} \cdot \text{dia}^{-1}$)
 $\%T$ = porcentagem de caminhões em um dia típico (%)

Assim como a Equação 15-24, esta não considera as barreiras contra a propagação do som.

15-7 O CONTROLE DO RUÍDO

O controle na fonte, no percurso ou no receptor

A solução dos problemas causados pelo ruído depende das informações disponíveis sobre o fenômeno, especialmente os efeitos, a origem, a distância que percorre e o que pode ser feito para atenuá-lo. Nesse sentido, é possível examinar o problema levando-se em conta três fatos básicos: (1) o som é gerado a partir de uma fonte, (2) percorre determinado trajeto e (3) afeta o receptor ou o ouvinte (Berendt, Corlis e Ojalvo, 1976).

A fonte de um ruído inclui qualquer equipamento mecânico que irradie energia sonora ou vibratória. Esta situação é observada quando diversos equipamentos ou máquinas são postos em operação em casa ou no escritório, por exemplo, em determinado momento.

O percurso de transmissão mais óbvio é uma linha reta no ar, entre a fonte e o ouvinte. Por exemplo, o ruído emitido por um avião atinge um observador no solo por um percurso em linha reta. Contudo, os ruídos também se propagam em meios sólidos. Este trajeto pode ser realizado em um único percurso ou em uma combinação de percursos diferentes. Por exemplo, o ruído de uma lavadora de roupas ligada em um apartamento é transmitido a outro pelos corredores, janelas abertas, portas e dutos. O contato físico direto entre a lavadora e o piso ou as paredes induz vibrações nestas estruturas, as quais são transmitidas nos meios físicos correspondentes em toda a edificação, conduzindo o ruído.

O receptor pode ser uma pessoa, os alunos em uma sala de aula ou um bairro todo.

A solução para os problemas associados a ruídos requer alterações nos três fatores básicos citados:

1. A modificação da fonte geradora do ruído para reduzir a transmissão
2. A alteração e o controle do percurso de transmissão e do ambiente
3. O uso de equipamento de proteção individual pelo receptor

O projeto da fonte no controle do ruído

A redução das forças de impacto. Muitos equipamentos têm peças que se chocam com outras, produzindo ruídos. Muitas vezes, este impacto é essencial ao funcionamento do equipamento. Porém, várias medidas podem ser tomadas para reduzir os ruídos gerados por impactos, dependendo do equipamento.

As modificações mais comuns para reduzir os ruídos gerados por máquinas e equipamentos são:

1. A redução do peso, do tamanho ou da altura das peças ou dos objetos envolvidos no impacto.
2. O amortecimento do impacto mediante materiais absorventes de choque (em algumas situações, é possível inserir uma camada desses materiais em mais de uma superfície da peça para impedir a transmissão do impacto a outras partes da máquina).
3. Sempre que possível, usar materiais não metálicos na fabricação de ao menos uma das peças envolvidas, para reduzir ressonância.
4. A substituição de impactos pequenos e repetitivos por um impacto único e mais potente, desde que se mantenha o resultado esperado.

A redução de velocidades e pressões. A redução da velocidade das peças de um equipamento e de sistemas mecânicos não apenas torna a operação mais uniforme, como também reduz a geração de ruídos. Da mesma forma, a diminuição da pressão e da vazão de ar, de gases ou de líquidos em sistemas de circulação diminui a turbulência, reduzindo emissões sonoras. As seções a seguir discutem algumas sugestões para o projeto de equipamentos.

A redução da resistência friccional. A redução da fricção entre peças em rotação, deslizamento ou movimento em sistemas mecânicos facilita a operação e reduz os ruídos gerados. Da mesma forma, a diminuição da resistência ao escoamento em sistemas de distribuição de líquidos atenua a emissão de ruídos. Os quatro principais fatores a serem considerados na análise da resistência friccional em peças móveis são o alinhamento, o polimento, o equilíbrio e a excentricidade.

A diminuição da área de emissão. De modo geral, quanto maior a peça ou superfície vibrante, maior a geração de ruídos. A regra prática mais utilizada no projeto de equipamentos consiste na minimização das superfícies emissoras sem prejuízos operacionais ou estruturais. Por exemplo, dependendo da situação é possível utilizar peças menores, remover o excesso de material ou mesmo empregar peças vazadas ou perfuradas. Uma barra de proteção composta de uma lâmina metálica que vibra durante a operação pode ser substituída por uma peça com área superficial menor, como uma barra de chapa vazada ou uma cinta metálica.

A redução dos vazamentos de ruídos. Alterações simples no projeto de carcaças de diversos equipamentos industriais permitem converter estas peças em estruturas que reduzem a geração de ruídos. Materiais absorventes de sons também são úteis. Os maiores índices de redução de ruídos são obtidos com a adoção das seguintes medidas:

1. O preenchimento de todos os orifícios e rachaduras, especialmente nas junções.
2. A selagem de todos os orifícios usados para passar fiação ou tubulação com gaxetas de borracha ou outro material que não enrijeça.
3. O fechamento, dentro do possível, de todas as aberturas utilizando-se tampas ou chapas com bordas emborrachadas.
4. A instalação de abafadores e dutos isolados em aberturas destinadas à exaustão de gases, esfriamento ou ventilação.
5. O direcionamento de aberturas para longe do operador do equipamento e de pessoas que circulem na área.

O isolamento e o amortecimento de elementos vibrantes. A energia vibratória de uma peça móvel é transmitida na estrutura do equipamento para outras peças e superfícies, gerando ruídos. Em muitos casos, os ruídos produzidos são mais intensos do que aqueles gerados pela fonte.

De modo geral, os problemas associados à vibração podem ser abordados em duas etapas. Na primeira, evitar a transmissão entre a fonte e superfícies capazes de emitir energia. Na segunda, deve-se buscar dissipar a energia em algum ponto da estrutura. A primeira etapa é realizada com a adoção de isolamento acústico, a segunda é atingida com o amortecimento.

O método mais efetivo de isolar a vibração envolve a montagem do componente vibratório na parte mais sólida e rígida do equipamento. Os materiais utilizados com função amortecedora normalmente têm viscosidade elevada. Além disso, tendem a se curvar ou deformar ligeiramente, quando absorvem parte da energia sonora da fonte. Por exemplo, montagens baseadas em molas e o uso de aço galvanizado laminado e de chapas plásticas são úteis para reduzir o ruído em dutos de ar condicionado.

O abafamento e outros sistemas silenciadores. Os abafadores e os silenciadores representam alternativas muito semelhantes para reduzir a emissão de ruídos. Em muitos casos, ambos são possíveis, sem muita diferença no resultado final. Em síntese, os abafadores e silenciadores adotados para reduzir ruídos podem ser classificados em dois grupos: os dispositivos absorventes e os dispositivos reativos. Os **abafadores absorventes** são produzidos com materiais fibrosos ou porosos, os quais absorvem os ruídos. Os **abafadores reativos** são baseados em princípios geométricos. A forma destes abafadores reflete ou expande as ondas sonoras, dissipando-as.

Embora vários termos sejam utilizados para descrever o desempenho de abafadores, o parâmetro mais representativo da capacidade isolante destes acessórios é a **perda de inserção (PI)**, definida como a diferença entre dois níveis de pressão medidos no mesmo ponto do espaço antes e após a instalação de um abafador. Uma vez que a PI varia muito com o material e a configuração do abafador, as equações utilizadas para calcular o desempenho de abafadores são tema de obras especializadas.

O controle do ruído no percurso de transmissão

Após o controle na fonte, a próxima etapa consiste em impedir ou reduzir a transmissão de energia sonora. Várias estratégias são utilizadas para esta finalidade, como (1) a absorção do

ruído no percurso, (2) a deflexão das ondas sonoras (a alteração da direção mediante barreiras sonoras) e (3) a contenção do ruído (a construção de uma estrutura à prova de som em torno do equipamento).

A seleção da técnica mais eficiente depende de vários fatores, como o tipo e a dimensão da fonte, a intensidade e a faixa de frequência do ruído, e a natureza e o tipo do ambiente.

A separação. A capacidade de absorção e divergência propiciada pela atmosfera são ferramentas úteis e econômicas para reduzir ruídos. O ar absorve sons de alta frequência mais efetivamente do que os de baixa. Contudo, os sons de baixa frequência são absorvidos de forma significativa nos casos em que a distância entre a fonte e o receptor são grandes.

O nível de pressão sonora é reduzido em 6 dB com o dobro da distância em relação à fonte. Uma redução da ordem de 10 dB é necessária para cortar pela metade o volume de um ruído. Para as fontes sonoras lineares, como uma via férrea, por exemplo, a redução do nível sonoro é de 3 dB com o dobro da distância fonte-receptor. A principal razão para essa redução menos expressiva está no fato de as fontes lineares emitirem ondas sonoras cilíndricas, cuja área superficial aumenta duas vezes com o dobro da distância em relação à fonte. Todavia, quando a distância entre o trem e o receptor se aproxima do comprimento da composição, o nível do ruído começa a cair a uma taxa de 6 dB cada vez que a distância dobra.

De modo geral, o nível de ruído em ambientes internos cai apenas de 3 dB a 5 dB com o dobro da distância em relação à fonte, quando o receptor está próximo a ela. Já nas situações em que ele se encontra mais longe, a redução é de meros 1 dB a 2 dB cada vez que a distância em relação à fonte dobra, por conta da reflexão do som nas paredes e no teto.

Os materiais absorventes. Assim como a luz, o ruído é refletido entre superfícies rígidas. Este fenômeno é denominado **reverberação**. Quando um material macio é instalado nas paredes, no piso e no teto de um cômodo, os sons são refletidos de forma difusa e acabam sendo absorvidos.

Uma variedade de materiais absorventes de sons, como revestimentos acústicos, carpetes e cortinas reduzem os níveis sonoros de alta frequência em 5 dB a 10 dB na maioria dos cômodos. Contudo, a atenuação dos sons de baixa frequência é menos representativa, da ordem de 2 dB a 3 dB. Infelizmente esses esforços não são úteis para proteger o operador de uma máquina parado no centro de um campo sonoro intenso. A efetividade desses materiais é maior quando são instalados o mais próximo possível à fonte.

De modo geral, os materiais acústicos são leves e porosos, características estas que comprometem a sua eficiência como isolantes na transmissão de ruídos pelo ar ou em estruturas. Dito de outro modo, se você consegue ouvir as pessoas caminhando ou conversando no apartamento do andar de cima, a instalação de revestimento acústico no teto não vai reduzir a transmissão do ruído.

Os revestimentos acústicos. É possível reduzir o ruído transmitido por dutos e compartimentos de tubulações forrando o interior dessas estruturas com material acústico. A instalação de uma camada de material acústico com 2,5 cm de espessura permite reduzir em $10 \text{ dB} \cdot \text{m}^{-1}$ os ruídos de alta frequência no interior de um duto típico. Tal redução é mais difícil para sons de baixa frequência, os quais exigiriam o uso de uma camada acústica com, no mínimo, o dobro de espessura.

As barreiras e os painéis. A instalação de barreiras, painéis e defletores grandes é suficiente no percurso do ruído para reduzir a transmissão de forma efetiva. A exemplo das outras medidas de controle, os defletores são mais eficientes na redução de ruídos de alta frequência.

A efetividade de uma barreira sonora varia com a localização, a altura e o comprimento da estrutura. A Figura 15-28 mostra que um ruído tem quatro percursos distintos.

No primeiro, o ruído segue o percurso direto entre a fonte e o receptor, o qual a enxerga sobre a barreira. Esta não obstrui o campo de visão do receptor em relação à fonte e, portanto, não atenua o ruído. Não importa o quanto ela consegue absorver as ondas sonoras: a barreira não atrai as ondas sonoras mais altas para absorvê-las.

No segundo percurso o ruído é difratado até o receptor na zona de sombra da barreira. O ruído passa sobre a borda da barreira, mas sofre difração descendente, para o interior da zona de

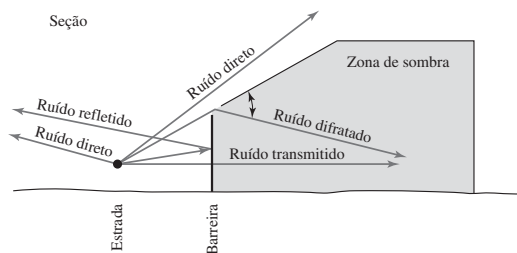


FIGURA 15-28 Os percursos do ruído entre a fonte e o receptor.

sombra, como mostra a Figura 15-28. Quanto maior for o ângulo de difração (em relação ao caminho original), maior será a atenuação propiciada pela barreira. Dito de outro modo, a quantidade de energia difratada em ângulos abertos é menor do que aquela difratada em ângulos agudos.

O terceiro percurso é utilizado pelo ruído que é transmitido diretamente pela barreira. Em alguns casos, a contribuição deste percurso é expressiva. Por exemplo, com ângulos de difração muito abertos a parcela de ruído difratado é menor do que a do ruído transmitido. Neste caso, a parcela transmitida compromete o desempenho da barreira. É possível reduzir este efeito indesejado construindo-se uma barreira mais rígida. A quantidade de energia que pode ser transmitida depende do grau de atenuação desejado. A transmissão do ruído é discutida em detalhe abaixo.

A reflexão é o quarto percurso identificado na Figura 15-28. O som refletido afeta apenas um receptor parado de frente para a barreira (no lado oposto ao da fonte). Por essa razão, em alguns casos indica-se a instalação de material acústico no lado frontal da barreira para reduzir a reflexão. Contudo, esta iniciativa não traz benefícios para o receptor parado na zona de sombra. É preciso observar que na maioria das situações reais o som refletido não tem papel relevante no projeto da barreira. Todavia, nos casos em que a fonte é linear existe a chance de parte do ruído não ser absorvido pela barreira quando esta não é longa o bastante e o receptor enxerga a fonte além das extremidades. Isto é, o ruído contorna a barreira pelas extremidades, comprometendo a efetividade da atenuação. O comprimento da barreira depende da redução desejada no nível de ruído. Por exemplo, para atenuar um ruído em 10 dB a 15 dB, as barreiras utilizadas devem ser longas. Portanto, para serem efetivas as barreiras precisam bloquear o campo de visão do receptor em relação à fonte em toda a sua extensão.

O percurso percorrido pelo som difratado para o interior da zona de sombra é o parâmetro mais importante no projeto de barreiras sonoras. De modo geral, a determinação do grau de atenuação propiciado envolve apenas o cálculo da quantidade de energia difratada para o interior da zona de sombra.

As estruturas à prova de som. Às vezes é mais prático e econômico instalar o equipamento em uma sala específica e exclusiva, do que alterar o projeto, a operação e as peças da unidade. As paredes de uma estrutura à prova de som devem ser maciças e isoladas. Uma camada de material acústico é instalada na superfície interna da estrutura para reduzir a reverberação. O contato físico entre a fonte de ruído e a estrutura deve ser evitado. O objetivo é evitar a transmissão das vibrações da fonte para a estrutura.

A reforma de equipamentos como forma de controlar o ruído

A melhor maneira de resolver os problemas associados a ruídos consiste em adotar as medidas necessárias na etapa de projeto de um equipamento. Contudo, em muitos casos é preciso solucionar essas questões em equipamentos em uso que, exatamente por conta da idade, do desgaste e de problemas com o projeto, representam uma fonte de poluição sonora. Nessas situações, a solução passa pela reforma e adaptação do equipamento com base em medidas como o balanceamento de peças rotativas, a redução da resistência friccional, a aplicação de materiais amortecedores de ruído, a selagem de orifícios e aberturas e a realização de manutenção preventiva em abafadores, e a substituição de pavimentação grosseira em autoestradas, por exemplo.

A proteção do receptor

Quando as alternativas existentes não são aplicáveis. Nos casos em que não se pode escapar à exposição a campos sonoros intensos e as medidas discutidas não resolvem o problema, conforme observado na operação de uma motosserra ou de uma britadeira, por exemplo, o receptor deve ser protegido com a adoção de iniciativas específicas. As duas técnicas descritas a seguir têm o objetivo de resguardar o receptor, não reduzir o ruído.

Alternância de turnos. Em linhas gerais, sempre que possível a exposição contínua a níveis sonoros elevados deve ser evitada. É preferível distribuir a operação de equipamentos ruidosos em períodos curtos ao longo da semana de trabalho (podemos chamar de alternância de turnos), do que concentrar a exposição a um período de 8 h em um ou dois dias.

Nas atividades da indústria ou da construção civil, a alternância de turnos é vantajosa não apenas para o operador de um equipamento gerador de ruídos, como também para os trabalhadores de áreas próximas. Nos casos em que não é possível esta alternância, os trabalhadores devem observar períodos de descanso ao longo do dia em ambientes silenciosos. Todavia, essas pessoas devem ser desencorajadas a barganhar o tempo de descanso por horas adicionais pagas, férias remuneradas ou a saída antes do horário de encerramento do expediente!

Operações inerentemente ruidosas como o reparo de autoestradas, a coleta de resíduos sólidos municipais, as atividades em uma fábrica e o tráfego de aeronaves devem ser evitadas à noite e no começo da manhã para prevenir qualquer perturbação ao sono dos moradores de áreas vizinhas. É preciso lembrar que ruídos gerados entre 22h00 e 7h00 são percebidos como 10 dBA mais altos do que o valor mensurado.

A proteção auricular. Os protetores auriculares personalizados e flexíveis ou em forma de concha (inclusive os modelos fixos em capacetes de proteção) são muito utilizados para resguardar a audição. Estes equipamentos garantem a redução de ruído da ordem de 15 dB a 35 dB (Figura 15-29). Os protetores de inserção são efetivos apenas quando são aplicados por equipes com conhecimentos médicos adequados. Como mostra a Figura 15-29, a proteção máxima é alcançada quando protetores de inserção e protetores tipo concha são utilizados ao mesmo tempo. Somente protetores tipo concha com certificação do nível de atenuação propiciado devem ser usados.

Estes dispositivos devem ser adotados como última medida, após todas as opções para a redução de ruído terem sido esgotadas. Os dispositivos de proteção auricular devem ser usados durante operações com cortadores de grama, moedores, trituradores e armas de fogo (na prática de tiro ao alvo). É preciso observar que os protetores auriculares interferem na comunicação falada e podem representar um risco em termos de segurança no trabalho, sobretudo em situações envolvendo avisos de perigo. Um bom exemplo é visto no corte de árvores, atividade durante a qual muitos operadores de motosserra e demais funcionários devem usar protetores auriculares que, embora protejam os tímpanos, obstruem a comunicação verbal.

Porém, cabe uma observação interessante sobre protetores auriculares. Os fones de ouvido, tão comuns hoje, são baseados no mesmo conceito de projeto de protetores auriculares, mas para

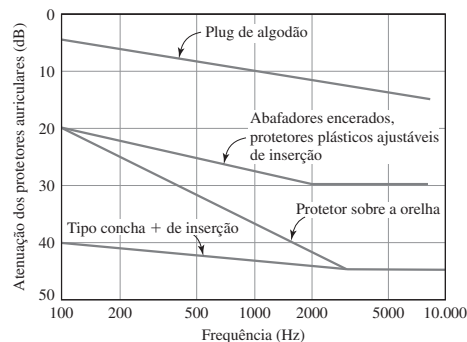


FIGURA 15-29

A atenuação do ruído propiciada por protetores auriculares para várias frequências.

fins opostos: se você consegue ouvir a música dos fones de ouvido de uma pessoa a seu lado, os tímpanos dela estão expostos a mais de 95 dBA, o que constitui um nível de exposição muito alto!

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Defina frequência com base em um diagrama de uma onda harmônica preparado por você e indique as unidades utilizadas (isto é, hertz, Hz).
2. Defina a unidade básica usada na medida de energia sonora (isto é, o decibel, dB) e explique por que é utilizada.
3. Defina nível de pressão sonora em termos matemáticos, isto é:

$$L_p = 20 \log \frac{P_{rms}}{(P_{rms})_0}$$

4. Explique por que um circuito de compensação é utilizado em um medidor de nível de ruído.
5. Cite três circuitos de compensação comuns e esquematize as respectivas curvas de reposta de frequência relativa. (Identifique as frequências, isto é, 20 Hz, 1000 Hz e 10.000 Hz, e a resposta relativa, 0 dB, -5 dB, -20 dB e -45 dB, como na Figura 15-6).
6. Diferencie as fontes de ruído de frequência alta, média e baixa com base nas medições nas escalas A, B e C.
7. Explique a finalidade da análise das bandas de oitava.
8. Diferencie ruído contínuo, intermitente e de impacto.
9. Desenhe as curvas e identifique os eixos de dois tipos de ruído de impacto.
10. Desenhe uma curva de Fletcher-Munson, explicando o seu significado e identificando os eixos.
11. Defina a unidade *fon*.
12. Explique o mecanismo do dano auditivo.
13. Explique o significado de limiar auditivo.
14. Defina *presbiacusia* e explique as razões do problema.
15. Explique as diferenças entre mudança temporária, mudança permanente do limiar e trauma acústico com respeito à causa da perda auditiva, à duração da exposição e às possibilidades de recuperação.
16. Explique por que um ruído de impacto é mais perigoso do que um ruído constante.
17. Explique a relação entre a duração permitida da exposição ao ruído e o nível permitido de proteção à audição, isto é, os critérios de dano e risco.
18. Cite cinco efeitos dos ruídos, além do dano auditivo.
19. Cite os três elementos básicos que podem ser alterados para resolver um problema associado ao ruído.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes tarefas:

1. Calcule o nível de pressão sonora resultante de uma combinação de dois ou mais níveis de pressão.
2. Determine os níveis sonoros corrigidos para os sistemas de compensação A, B e C de medições da banda de oitavas.
3. Calcule o nível sonoro médio de uma série de medições.
4. Calcule L_N , L_{eq} e L_{dn} , conhecendo os dados necessários.
5. Descubra se um nível sonoro é aceitável, conhecendo os valores dos parâmetros e dos critérios listados nas Tabelas 15-3, 15-5 e 15-6.
6. Calcule o nível sonoro junto a um receptor após a transmissão do som na atmosfera.
7. Estime o nível de ruído (L_{eq} ou L_{dn}) esperado para uma rodovia com determinado padrão de tráfego.

EXERCÍCIOS

- 15-1** Um edifício localizado junto a uma estrada tem 6,92 m de altura. Qual é a altura do edifício em termos do comprimento de onda de um som de 50 Hz? A velocidade do som é $346,12 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Resposta: um comprimento de onda sonora.

- 15-2** Repita o Exercício 15-1 para um som de 500 Hz e temperatura do ar de $25,0^\circ\text{C}$.

- 15-3** Calcule a soma dos níveis de som fornecidos (todos em dB): 68, 82, 76, 68, 74 e 81.

Resposta: 85,5 dB, ou 86 dB

- 15-4** Um motociclista está aquecendo o motor de sua motocicleta de corrida em uma pista a aproximadamente 200 m de um medidor de nível sonoro, o qual marca 56 dBA. Qual seria o valor medido pelo instrumento se 15 colegas do motociclista se juntassem a ele e dessem a partida em suas motocicletas com características sonoras idênticas a sua motocicleta? Suponha que as fontes sejam pontuais ideais e estejam localizadas no mesmo ponto.

- 15-5** O nível de potência sonora foi medido próximo a uma obra, onde trituradores eram usados. O valor medido foi 127 dB. No momento em que todos, exceto um, dos trituradores em operação foram desligados, o valor medido foi 120 dB. Calcule o número de equipamentos em operação no momento em que foi feita a medição inicial. Suponha que as fontes sejam pontuais ideais e estejam localizadas no mesmo ponto.

- 15-6** Os valores de 80 dBA, 84 dBB e 90 dBC foram obtidos com um medidor de nível sonoro. A fonte geradora é de baixa ou média frequência?

Resposta: a fonte é predominantemente de baixa frequência

- 15-7** Os valores de 109 dBA, 110 dBB e 111 dBC foram obtidos junto à porta de um teatro durante a apresentação de uma ópera. A cantora é soprano ou contralto? Explique a sua resposta.

- 15-8** Converta as medições de banda de oitava fornecidas em nível sonoro corrigido equivalente para a linha de compensação A.

Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)	Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)
31,5	78	1000	80
63	76	2000	80
125	78	4000	73
250	82	8000	65
500	81		

Resposta: 85,5 dBA, ou 86 dBA

- 15-9** O espectro sonoro fornecido foi medido durante a passagem de um avião a jato sobre o local de medição a uma altitude de 250 m. Calcule o nível sonoro equivalente corrigido para a linha de compensação A, utilizando a soma dos níveis de potência sonora arranjados em uma planilha eletrônica.

Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)	Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)
125	85	1000	100
250	88	2000	104
500	96	4000	101

- 15-10** Com base no espectro sonoro típico de automóveis a velocidades entre $50 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ e $60 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, calcule o nível sonoro equivalente corrigido para a linha de compensação A em uma planilha eletrônica. As bandas abaixo foram estimadas com base na Figura 15-24.

Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)	Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)
63	67	1000	59
125	64	2000	55
250	58	4000	51
500	59	8000	45

15-11 Você deve avaliar o nível sonoro corrigido para a linha de compensação A de um novo modelo de cortador de grama. O nível aceitável do espectro é 74 dBA. Três abordagens são consideradas: (1) um abafador capaz de reduzir o nível sonoro em 3 dB em cada banda de frequência, (2) a redução da velocidade do cortador para diminuir o nível sonoro em 5 dB em cada banda de frequência e (3) uma modificação no projeto do equipamento para reduzir o nível sonoro em 15 dB nas cinco bandas de frequência mais altas. Elabore uma planilha eletrônica, calcule o nível sonoro corrigido para a linha de compensação A do espectro mostrado e apresente o espectro sonoro recomendado com base nas alternativas do fabricante que resultem em um nível sonoro menor do que 74 dBA. Suponha que as alternativas propostas para a redução do ruído possam ser utilizadas em conjunto (com base na soma de decibels) em cada banda de frequência na qual seja aplicável.

Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)	Frequência de centro de banda (Hz)	Nível de banda (dB)
63	78	1000	79
125	76	2000	80
250	76	4000	78
500	77	8000	70

15-12 Calcule o nível de pressão sonora médio das medições obtidas por médias aritméticas simples e por médias logarítmicas (Equação 15-13). Todos os valores são expressos em dB: 42, 50, 65, 71 e 47. A média aritmética superestima ou subestima o nível de pressão sonora?

Resposta: $x = 55,00$ ou 55 dB, $L_p = 61,57$, ou 62 dB

15-13 Repita o Exercício 15-12 com os dados fornecidos, todos em dB: 76, 59, 35, 69 e 72.

15-14 Os níveis de ruído informados na tabela abaixo foram medidos no jardim de uma casa. É possível dizer que ela está localizada em um bairro silencioso? Determine o nível sonoro contínuo equivalente.

Período (h)	Nível sonoro (dBA)	Período (h)	Nível sonoro (dBA)
0000–0600	42	1500–1700	50
0600–0800	45	1700–1800	47
0800–0900	50	1800–0000	45
0900–1500	47		

Resposta: o bairro pode ser considerado silencioso; $L_{eq} = 46,2$ dBA, ou 46 dBA

15-15 Uma construtora planeja construir um pequeno shopping center em uma área residencial silenciosa. Com base nos valores fornecidos, os quais foram obtidos em um shopping center de tamanho equivalente em um cenário semelhante, é possível dizer que a construtora sofrerá alguma ação judicial por conta do ruído gerado durante a obra? Calcule L_{eq} .

Período (h)	Nível sonoro (dBA)	Período (h)	Nível sonoro (dBA)
0000–0600	42	2000–2200	68
0600–0800	55	2200–0000	57
0800–1000	65	1800–0000	45
1000–2000	70		

- 15-16** A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos analisou o padrão de exposição ao ruído de um trabalhador da indústria que reside em uma área urbana. Calcule o valor de L_{dn} para os dados obtidos.

Período (h)	Nível sonoro (dBA)	Período (h)	Nível sonoro (dBA)
0000–0500	52	1200–1530	90
0500–0700	78	1530–1800	52
0700–1130	90	1800–2200	60
1130–1200	70	2200–0000	52

- 15-17** A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (1974) analisou o padrão de exposição ao ruído de um estudante do ensino médio que reside em uma área urbana. Calcule o valor de L_{dn} para os dados obtidos.

Período (h)	Nível sonoro (dBA)	Período (h)	Nível sonoro (dBA)
0000–0700	52	1500–1700	75
0700–0900	82	1700–1800	90
0900–1200	60	1800–2100	60
1200–1300	65	2100–0000	52
1300–1500	60		

- 15-18** Duas caldeiras a óleo diesel instaladas em uma termoeletrica de 600 MW geram uma potência sonora de 139 dB (em referência a 10^{-12} W) e 4000 Hz. Calcule a pressão sonora em um ponto localizado 408,0 m a jusante dos ventos predominantes da usina, em uma noite de inverno com tempo bom. A velocidade do vento é $4,50 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, a temperatura do ar é $0,0^\circ\text{C}$, a umidade relativa é 30,0% e a pressão barométrica é 101,3 kPa. Nestas condições, a atenuação propiciada pelo ar é 28,15 dB. As caldeiras tem 12 m de altura. A atenuação propiciada pelo solo é $-2,86$ dB.

Resposta: pressão sonora = 50,50 dB, ou 50 dB a 4000 Hz

- 15-19** O nível de potência sonora de 125 Hz (em referência a 10^{-12} W) gerado por uma célula de teste de turbina a jato é 149 dB. Qual é o nível de pressão sonora de 125 Hz medido 1200 m a jusante dos ventos predominantes durante uma manhã de verão com tempo claro em que ocorre uma inversão térmica? A velocidade do vento é $1,50 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, a temperatura é $25,0^\circ\text{C}$, a umidade relativa é 70,0% e a pressão barométrica é 101,3. Nestas condições, a atenuação propiciada pelo ar é 0,36 dB e a atenuação do solo é 1,79 dB.

- 15-20** Considere uma faixa única em uma estrada na qual trafegam 1200 veículos por hora a uma distância uniforme um do outro. Calcule:

- A distância média entre os pontos centrais dos veículos se a velocidade média é $40,0 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$
- O número de veículos no espaço de 1 km se a velocidade média é $40,0 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$
- O nível sonoro (dBA) a 60,0 m de distância de um trecho de 1 km da rodovia com 8 m de largura e onde os automóveis emitem 71 dBA (medidos na beira da estrada). Suponha que os veículos trafeguem a $40,0 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, que o som irradia em uma semiesfera ideal e que as contribuições abaixo de 0,3 dBA podem ser ignoradas.

Respostas: (a) 33,3 m
(b) $30 \text{ veículos} \cdot \text{km}^{-1}$
(c) $L_p = 47,47 \text{ dBA}$, ou 48 dBA

- 15-21** Repita o Exercício 15-20 para uma situação em que a velocidade é $80,0 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ e a distância entre veículos varia de maneira a permitir o tráfego de 1200 unidades na pista a cada hora.

- 15-22** Você foi encarregado de avaliar as chances de a regulamentação sobre os padrões de ruído serem violadas por conta da construção de um entroncamento rodoviário. O nível de ruído deverá ser medido a 75 m da beira da estrada. Nela circulam 7800 carros de passeio por hora, a $88,5 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, 520 caminhões de porte médio por hora, a $80,5 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ e 650 caminhões pesados

por hora, a $80,5 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$. Calcule o valor de L_{eq} para o receptor, considerando apenas a contribuição dos carros de passeio.

Resposta: $L_{eq} = 70 \text{ dBA}$

- 15-23** Avalie as chances de a regulamentação sobre padrões de ruído serem violadas em uma escola localizada a 123,17 m de uma autoestrada. Utilize os dados de tráfego fornecidos no Exercício 15-22. Calcule o L_{eq} não atenuado, na escola para o fluxo de tráfego combinado.

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 15-1** Classifique as fontes de ruído abaixo segundo o tipo (contínuo, intermitente, de impacto). (É possível que uma ou mais não se encaixem em qualquer categoria.)
- | | |
|-------------------------|----------------------------|
| (a) Serra elétrica | (c) Despertador (mecânico) |
| (b) Condicionador de ar | (d) Prensa hidráulica |
- 15-2** O estrondo sônico ocorre quando uma aeronave rompe a barreira do som. A afirmativa é verdadeira ou falsa. Explique a sua resposta.
- 15-3** Níveis elevados e constantes de ruídos causam danos ao estribo e, portanto, a perda auditiva. A afirmativa é verdadeira ou falsa. Explique a sua resposta.
- 15-4** Como encarregado do setor de segurança do trabalho de sua empresa, você precisa determinar a viabilidade de reduzir o tempo de exposição como alternativa para diminuir os prejuízos à audição do operador de um moedor de alta velocidade instalado nas vigas mestras de aço usadas na construção de um arranha-céu. O nível efetivo de ruído no ouvido do operador é 100 dBA. Ele não pode utilizar protetores auriculares, porque precisa se comunicar verbalmente com outros funcionários. Qual seria o tempo limite para a exposição deste operador ao ruído?

REFERÊNCIAS

- Achitoff, L. (1973) "Aircraft Noise—A Threat to Aviation," *Journal of Water, Air and Soil Pollution*, 2(3): 357–63.
- Berendt, R. D., E. L. R. Corlis, and M. S. Ojalvo (1976) *Quieting: A Practical Guide to Noise Control*, National Bureau of Standards Handbook 119, U.S. Department of Commerce, Washington, DC, pp. 16–41.
- Borg, E., and S. A. Counter (1989) "The Middle-Ear Muscles," *Scientific American*, August, pp. 74–79.
- Burck, W. et al. (1965) "Gutachten erstattet im Auftrag des Bundesministers für Gesundheitswesen," *Fluglärm*, Göttingen.
- Clemis, J. D. (1975) "Anatomy, Physiology, and Pathology of the Ear," in J. B. Olishifski and E. R. Harford, eds., *Industrial Noise and Hearing Conservation*, National Safety Council, Chicago, IL, p. 213.
- Davis, H. (1957) "The Hearing Mechanism," in C. M. Harris, ed., *Handbook of Noise Control*, McGraw-Hill, New York, pp. 4–6.
- Davis, H. (1958) "Effects of High Intensity Noise on Navy Personnel," *U.S. Armed Forces Medical Journal*, 9: 1027–47.
- De Neufville, R., and A. R. Odoni (2003) *Airport Systems: Planning, Design, and Management*, McGraw-Hill, New York, p. 198.
- FHWA(1973) *Policy and Procedure Memorandum 90-2, Noise Standards and Procedures*, U.S. Department of Transportation, Washington, DC, <http://www.fhwa.dot.gov/environment>
- FHWA (2005) "Priority, Market-Ready Technologies and Innovations, FHWA Traffic Noise Model®, Version 2.1," Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation, Washington, DC.
- Fletcher, H., and W. A. Munson (1935, Oct.) "Loudness, Its Definition, Measurement and Calculation," *Journal of Acoustic Society of America*, 5: 82–105.

- GRC (1972) *A Primer of Noise Measurement*, General Radio Company, Concord, MA.
- Hajek, J. J. (1977) “Leq Traffic Noise Prediction Method,” *Environmental and Conservation in Transportation: Energy, Noise and Air Quality*, Transportation Research Board, National Academy of Science, Transportation Research Record No. 648, Washington, DC, pp. 48–73.
- ISO (1989) *Acoustics—Attenuation of Sound During Propagation Outdoors, Part 2, A General Method of Calculation*, International Organization for Standardization, ISO/DIS 9613-2, Geneva, Switzerland.
- ISO (1990) *Acoustics—Attenuation of Sound During Propagation Outdoors, Part 1, Calculation of Absorption of Sound by the Atmosphere*, International Organization for Standardization, ISO/DIS 9613-1, Geneva, Switzerland.
- Kryter, K. D., et al. (1971) *Nonauditory Effects of Noise*, Report of WG-63, National Academy of Science, Washington, DC.
- Kugler, B. A., D. E. Commins, and W. J. Galloway (1976) *Highway Noise: A Design Guide for Protection and Control*, National Cooperative Highway Research Program Report 174, Washington, DC.
- Magrab, E. B. (1975) *Environmental Noise Control*, John Wiley & Sons, New York, pp. 4 & 6.
- May, D. (1978) *Handbook of Noise Assessment*, Van Nostrand Reinhold, New York, p. 5.
- Miller, J. D. (1971) *Effects of Noise on People*, U.S. Environmental Protection Agency Publication No. NTID 300.7, Washington, DC, pp. 59, 67–69, 93.
- Minnix, R. B. (1978) “The Nature of Sound,” D. M. Lipscomb and A. C. Taylor, eds., *Noise Control Handbook of Principles and Practices*, pp. 29–30, Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- NIOSH (1972) *Criteria for a Recommended Standard: Occupational Exposure to Noise*, National Institute for Occupational Safety and Health, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Washington, DC.
- Olishifski, J. B., and E. R. Harford, eds. (1975) *Industrial Noise and Hearing Conservation*, National Safety Council, Chicago, IL.
- Sylvan, S. (2000) *Best Environmental Practices in Europe and North America*, County Administration of Vastra Gotaland, Sweden.
- U.S. EPA(1971a) *Transportation Noise and Noise from Equipment Powered by Internal Combustion Engines*,
- U.S. Environmental Protection Agency Publication No. NTID 300.13, Washington, DC, p. 230.
- U.S. EPA (1971b) *Report to the President and Congress on Noise*, U.S. Environmental Protection Agency, NRC 500.1, 1971.
- U.S. EPA(1974) *Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety*, U.S. Environmental Protection Agency, Publication No. 550/9-74-004, Washington, DC, pp. 29, B9, B10.

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

A radiação ionizante

16-1 FUNDAMENTOS	794
A estrutura atômica	794
A radioatividade e a radiação	795
Dcaimento radioativo	797
Radioisótopos	800
Fissão	800
A produção de raios X	801
A dose da radiação	803
16-2 OS EFEITOS BIOLÓGICOS DA RADIAÇÃO IONIZANTE	805
O padrão sequencial dos efeitos biológicos	805
Os fatores que afetam os efeitos biológicos	805
Os efeitos agudos	807
A relação entre o tipo de dose e a síndrome aguda da radiação	807
Os efeitos retardados ou tardios	808
Os efeitos genéticos	810
16-3 OS PADRÕES PARA EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO	811
16-4 A EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO	813
Os perigos da exposição à radiação em ambientes internos e externos	813
A radiação natural	813
Os raios X	814
Os radionuclídeos	815
Operação de reatores nucleares	815
Os rejeitos radioativos	815
16-5 A PROTEÇÃO CONTRA A RADIAÇÃO	816
A redução dos perigos da radiação externa	816
A redução dos riscos da radiação interna	820
16-6 OS REJEITOS RADIOATIVOS	821
Os tipos de rejeitos	821
Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível alto	822
A Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos	823
Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível baixo	823
Confinamento e gerenciamento de longo prazo	826
REVISÃO DO CAPÍTULO	829
EXERCÍCIOS	829
QUESTÕES PARA DISCUSSÃO	831
REFERÊNCIAS	831

Este capítulo teve a contribuição de Kristin Erickson, Radiation Safety Officer, Office of Radiation, Chemical, and Biological Safety e Michigan State University.

16-1 FUNDAMENTOS*

A estrutura atômica

Este capítulo requer que o leitor conheça o modelo da estrutura atômica desenvolvido por Bohr. Segundo este modelo, um átomo é composto de um núcleo e de elétrons que o orbitam, agrupados em camadas.

Em linhas gerais, o núcleo é formado por duas partículas distintas: os prótons, que têm carga unitária positiva, e^+ , e os nêutrons, que não têm carga. Os elétrons têm carga negativa (e^-). Os números de prótons, elétrons e nêutrons são representados pelas letras P , Z e N , respectivamente. A neutralidade elétrica do átomo é representada pela expressão $Pe - Ze = 0$, isto é, o número de prótons no núcleo é igual ao número de elétrons que orbita o átomo.

O número Z é a carga atômica, isto é, o número atômico do átomo. O número de massa atômica, normalmente representado pela letra A , é dado pela soma $Z + N$. Os parâmetros A e Z definem a espécie atômica, denominada **nuclídeo**.

As massas dos nuclídeos são medidas em **unidades de massa atômica unificada** (u), definida como o valor correspondente a 1/12 da massa do átomo do carbono, cuja massa atômica é igual a 12. Logo, $1 \text{ u} = 1,6606 \times 10^{-27} \text{ kg}$. Nesta escala, a massa do nêutron é 1,0088665 u, a massa do próton é 1,007825 u e a massa do elétron é 0,0005486 u.

Com base na definição de escala de massa, a qual confere ao próton e ao nêutron massa unitária, fica claro que o **número de massa atômica** é um algarismo inteiro, uma aproximação da massa nuclídica, u. Por exemplo, um nuclídeo de magnésio que contenha 12 prótons e 12 neutros tem $A = 24$ e massa nuclídica de 23,985045 u. A diferença entre a massa nuclídica e o número de massa é denominada **excesso de massa**.

As propriedades químicas do átomo e, portanto, sua qualificação como elemento químico em particular, dependem do número de elétrons, isto é, do número atômico Z . Dito de outro modo, é o número atômico que define o elemento químico. Por exemplo, a existência de dois elétrons mostra que o átomo é de hélio (supondo-se que não esteja ionizado ou em um estado de não equilíbrio). Da mesma forma, oito elétrons informam que o átomo é o oxigênio.

Um nuclídeo é representado por A_ZX , onde X indica o símbolo do elemento químico. Porém, como Z determina o elemento, Z e X denotam a mesma coisa. Logo, é possível simplificar a notação para AX . Por exemplo, o carbono tem seis nêutrons e seis prótons, podendo ser representado por ${}^{12}\text{C}$, isto é, o carbono-12.

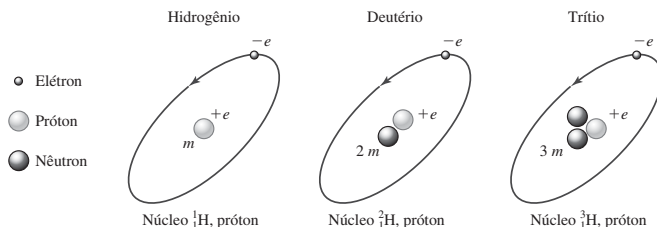
Um elemento químico é definido apenas por Z ; todavia, os seus nuclídeos (definidos por Z e A) têm o mesmo valor de Z , mas valores distintos de A . Os diferentes nuclídeos de um mesmo elemento são denominados **isótopos**. O hidrogênio, que tem $Z = 1$, possui três isótopos, com números de massa atômica 1, 2 e 3. O valor de Z do hidrogênio é sempre 1 e, portanto, seus isótopos têm zero, um e dois nêutrons, respectivamente. Os três isótopos do hidrogênio são mostrados na Figura 16-1. O comportamento químico destes isótopos é idêntico ao comportamento químico do hidrogênio, apesar de suas massas nuclídicas serem diferentes. A massa nuclídica do ${}^1\text{H}$ é 1,007825 u, a do ${}^2\text{H}$ (o isótopo do hidrogênio chamado de deutério) é 2,014102 u e a do ${}^3\text{H}$ (o trítio) é 3,016049 u.

A massa atômica (A) de um elemento é definida como a média ponderada das massas nuclídicas de seus isótopos de acordo com a ocorrência de cada um na natureza. Segundo esta definição, a massa atômica do hidrogênio é:

$$1,007825(0,9844) + 2,014102(0,0156) + 3,016049(0) = 1,00797$$

FIGURA 16-1

Os três isótopos do hidrogênio.



*A discussão apresentada foi baseada em Coombe (1968).

As massas dos isótopos do hidrogênio não são obtidas por simples adição das massas dos nêutrons. Por exemplo, a massa nuclidica do ^1H mais um nêutron é 2,016490 u, ao passo em que a massa do deutério é 2,014102 u. Esta diferença de 0,002388 u é chamada de **defeito de massa**. Ela ocorre por conta da liberação de energia quando um próton e um nêutron se unem para formar um dêuteron (como é chamado o núcleo do deutério). Em contrapartida, para separá-los é necessário fornecer a **energia de ligação**, calculada com a equação da conversão de massa em energia desenvolvida por Einstein.

$$E = \Delta mc^2 \quad (16-1)$$

onde Δm é o defeito de massa e c é a velocidade da luz.

Toda a energia da radiação emitida e de partículas, além dos diversos níveis energéticos atômicos e nucleares, são expressas em **elétron-volt**, eV. O elétron-volt é a energia que seria adquirida por um elétron em sua passagem por um campo com diferença de potencial de 1 V. Com base nesta definição, outras unidades de energia são definidas:

$$1 \text{ eV} = 1,602 \times 10^{-12} \text{ erg} = 1,602 \times 10^{-19} \text{ J}$$

Contudo, o elétron-volt é uma unidade muito pequena, especialmente para representar a energia associada às reações nucleares e à radiação. Por essa razão, são usadas as unidades MeV e KeV, equivalentes a 10^6 eV e 10^3 eV, respectivamente. Com base na Equação 16-1 e sabendo que $c = 2,99793 \times 10^8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e $1 \text{ u} = 1,6606 \times 10^{-27} \text{ kg}$, temos que a energia equivalente a 1 u é 931,634 MeV. Dito de outro modo, se um elétron com massa 0,0005486 u fosse completamente destruído, a energia liberada seria da ordem de 0,511 MeV.

A radioatividade e a radiação

Por definição, os isótopos de um elemento têm diferentes relações de prótons e nêutrons em seu núcleo, algumas das quais resultam em condições instáveis. Na maioria das vezes, esta instabilidade ocorre porque essas relações entre os números de nêutrons e de prótons são muito altas. Esta condição faz com que o núcleo dos átomos sofra mudança de estado para alcançar o estado de equilíbrio, o que resulta na emissão de partículas ou radiação eletromagnética como forma de eliminar o excesso de energia. Este fenômeno de desintegração nuclear é chamado de **radioatividade**, e os isótopos que exibem esta característica são denominados **radioisótopos**.

Existem três tipos de isótopos: os estáveis, os naturalmente radioativos e os produzidos artificialmente, os quais também são radioativos. Os radioisótopos produzidos artificialmente são os mais utilizados na indústria e também para diagnósticos médicos.

Os três principais produtos do decaimento radioativo, nome dado ao fenômeno de liberação de energia do núcleo atômico são as partículas alfa, as partículas beta e a radiação gama.

Emissão de partículas alfa. Conceitualmente, a fonte da instabilidade dos elementos com massa atômica elevada é o seu tamanho. A única forma para esses átomos se tornarem menores é por meio da emissão de prótons e nêutrons. No entanto, em vez de o átomo liberar estas partículas individualmente, ele o faz na forma de um pacote, contendo dois prótons e dois nêutrons, o qual é denominado **partículas alfa** (α), que é equivalente a um átomo de hélio-4. Por essa razão, a emissão de uma partícula alfa acarreta uma redução na carga do núcleo de $2e$ e uma diminuição de sua massa em aproximadamente 4 u. A expressão que descreve o fenômeno descrito é:



A emissão de partículas alfa é comum em radioisótopos, cujo número atômico é maior do que 82. Com o aumento do número atômico, há um aumento rápido no decaimento por partículas alfa. Isto é bastante evidente nas principais cadeias de decaimento de isótopos radioativos naturais.

É preciso observar que um átomo que passa por decaimento radioativo pela emissão de partículas alfa é convertido em outro elemento, já que o núcleo produzido (denominado **núcleo filho**) contém dois prótons a menos do que o átomo pai. Este é o processo de conversão do urânio em tório e do rádio em radônio.

Emissão de partículas beta. A instabilidade responsável pela emissão de partículas beta decorre da elevada relação entre os números de nêutrons e prótons no núcleo de alguns isótopos (isto é, o núcleo tem excesso de nêutrons). Para alcançar a estabilidade, um nêutron decai, e se

transforma em um próton e um elétron. O próton permanece no núcleo, reduzindo a relação nêutron-próton, enquanto o elétron é emitido. Este elétron é chamado de **partícula beta** (β^-), e a expressão geral que descreve o decaimento beta é:

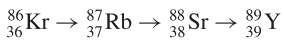


Observe que usamos o símbolo β^- para representar um elétron de origem nuclear e diferenciá-lo dos elétrons de outras fontes. O sinal negativo é usado para evitar a confusão com uma partícula semelhante, o pósitron, representado pela mesma letra grega, porém com sinal positivo.

Assim como na radiação alfa, a emissão de partículas beta altera o átomo pai, convertendo-o em outro elemento (porque o núcleo agora tem um próton a mais). Se o átomo filho, produto de decaimento, também for radioativo, ele também emitirá uma partícula beta, convertendo-se em outro elemento e assim sucessivamente, até uma relação nêutron-próton estável ser atingida. É mediante esta série de alterações que o criptônio, um produto da fissão, é convertido em rubídio que, de modo análogo, é transformado em ítrio, o qual é estável.

EXEMPLO 16-1

Identifique as partículas emitidas em cada etapa do decaimento representado pela expressão:



Solução Uma vez que Z aumenta 1 unidade em cada etapa, a partícula emitida em todas as etapas é a partícula beta.

Emissão de raios gama. As partículas alfa e beta podem ser acompanhadas da radiação gama. Enquanto a emissão destas partículas altera o tamanho do núcleo ou o número de nêutrons ou de prótons nele, a radiação gama se limita à emissão de energia na forma de ondas eletromagnéticas. Esta é a energia que permanece no núcleo recém-formado após a emissão da partícula alfa ou beta. A radiação eletromagnética na forma de raios gama é emitida quando um núcleo em estado excitado decai a um estado mais estável. Logo, o núcleo retém a sua composição inicial, mas o excesso de energia é emitido. A equação que relaciona a frequência da radiação (ν) e a variação do estado da energia do núcleo de E_1 para E_2 é:

$$E_1 - E_2 = h\nu \quad (16-4)$$

onde h é a constante de Planck ($6,624 \times 10^{-27}$ ergs). Portanto, a energia emitida pelos raios gama é dada por $h\nu$. Nas equações, o raio gama é representado pela letra grega gama (γ).

Raios X. Os raios X são semelhantes aos raios gama, a diferença está na sua origem. Os raios gama se originam de um núcleo que sai de um estado excitado para um estado mais estável, enquanto os raios X se formam com a transferência de elétrons de um maior nível energético para um menor. Como os níveis de energia dos elétrons nas diferentes camadas atômicas são muito próximos, em comparação com a energia do núcleo, verifica-se, pela Equação 16-4, que as frequências dos raios X são muito menores do que aquelas dos raios gama. No contexto das aplicações industriais, a única diferença entre os raios X e os raios gama é a capacidade de penetração. Uma vez que esta capacidade aumenta com a frequência, os raios gama são mais penetrantes do que os raios X.

Emissões múltiplas. Na discussão apresentada, cada tipo de radiação, emissão, foi considerado individualmente. Na prática, é comum a ocorrência de dois ou mais tipos de emissão e, na maioria dos casos, várias partículas do mesmo tipo, mas com diferentes níveis de energia, são emitidas. Este último efeito ocorre por conta da variedade dos níveis energéticos do núcleo do isótopo original e do núcleo formado pela emissão de partículas.

Dcaimento radioativo

Todo átomo instável, ou radioativo, irá, eventualmente, atingir a estabilidade emitindo partículas alfa ou beta, processo conhecido por **dcaimento**. O processo de dcaimento é caracterizado pelo fato de que apenas uma parte dos núcleos instáveis em uma amostra decai em determinado período de tempo. A probabilidade de que um núcleo na amostra decaia no intervalo de tempo dt é λdt , onde λ é a constante de dcaimento, definida como a probabilidade de desintegração de qualquer átomo na unidade de tempo definida.

Em uma situação em que o número de átomos é muito grande, podemos supor que λ independe da idade de um átomo específico e é igual para todos os átomos presentes, fazendo com que λ seja uma constante. Se N for o número de átomos presentes no tempo t , o número de decaimentos que ocorrem no intervalo dt é dado por $\lambda N dt$. Como o número de átomos diminui em dN durante este intervalo de tempo, podemos escrever:

$$dN = -\lambda N dt \tag{16-5}$$

O sinal negativo indica que N diminui com o tempo. A Equação 16-5 mostra que a velocidade de dcaimento é proporcional ao número de átomos presentes, isto é, a reação obedece a uma cinética de primeira ordem.

A Equação 16-5 pode ser rearranjada e integrada:

$$\int_{N_0}^N \frac{dN}{N} = \int_0^t -\lambda dt$$

$$\ln \frac{N}{N_0} = -\lambda t$$

ou
$$N = N_0 \exp(-\lambda t) \tag{16-6}$$

onde N_0 é o número de átomos radioativos presentes no tempo $t = 0$. A Equação 16-6 mostra que o dcaimento radioativo é exponencial. O tempo necessário para determinado número de núcleos decair pela metade, $T_{1/2}$, é obtido com a Equação 16-6:

$$\ln \frac{N_0/2}{N_0} = -\lambda T_{1/2}$$

Resolvendo para $T_{1/2}$, temos:
$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda} \tag{16-7}$$

Esta equação relaciona λ e a meia-vida, $T_{1/2}$ dois parâmetros característicos de espécies radioativas. As meias-vidas de radioisótopos têm valores muito distintos, variando de milissegundos a milhões de anos. Para ilustrar, a Tabela 16-1 apresenta os valores de meia-vida de alguns isótopos conhecidos.

TABELA 16-1 Os valores da meia-vida de alguns radioisótopos

Radioisótopo	Meia-vida	Radioisótopo	Meia-vida
Polônio-212	$3,04 \times 10^{-7}$ s	Cálcio-45	165 dias
Carbono-10	19,3 s	Cobalto-60	5,27 anos
Oxigênio-15	2,05 min	Trítio	12,5 anos
Carbono-11	20,4 min	Estrôncio-90	28 anos
Radônio-222	3,825 dias	Césio-137	30 anos
Iodo-131	8,06 dias	Rádio-226	1622 anos
Fósforo-32	14,3 dias	Carbono-14	5570 anos
Polônio-210	138,4 dias	Potássio-40	$1,4 \times 10^9$ anos

EXEMPLO 16-2

Um cientista precisa descartar o conteúdo de um frasco com $2,0 \mu\text{Ci} \cdot \text{L}^{-1}$ de ^{45}Ca . Por quanto tempo o radioisótopo deverá permanecer armazenado para atender o padrão de lançamento na rede de esgoto, $2,0 \times 10^{-4} \mu\text{Ci} \cdot \text{mL}^{-1}$?

Solução A Tabela 16-1 mostra que a meia-vida do ^{45}Ca é 165 dias. Calcular o valor de λ usando a Equação 16-7.

$$\lambda = \frac{0,693}{165 \text{ dias}} = 4,20 \times 10^{-3} \text{ dias}^{-1}$$

Calcular o tempo de decaimento com a Equação 16-6.

$$2,0 \times 10^{-4} \mu\text{Ci} \cdot \text{mL}^{-1} = (2,0 \mu\text{Ci} \cdot \text{L}^{-1})(10^{-3} \text{ L} \cdot \text{mL}^{-1}) \exp [(-4,20 \times 10^{-3})(t)]$$

$$0,10 = \exp [(-4,20 \times 10^{-3})(t)]$$

Aplicando o logaritmo nos dois lados da expressão, temos:

$$\begin{aligned} \ln(0,10) &= \ln \{ \exp [(-4,20 \times 10^{-3})(t)] \} \\ -2,30 &= (-4,20 \times 10^{-3})(t) \\ t &= 548,23 \text{ dias, ou } 550 \text{ dias} \end{aligned}$$

A atividade específica e o Becquerel. A atividade (N) de uma amostra de material radioativo é expressa na unidade **Becquerel** (Bq), definido como a quantidade de átomos instáveis que decaem a uma desintegração por segundo. Esta definição abrange todos os modos de desintegração, tanto de isótopos individuais como de misturas destes.

No passado, a unidade de atividade mais usada era o **Curie** (Ci), definido como a quantidade de átomos instáveis cuja frequência de decaimento é igual a $3,7 \times 10^{10}$ desintegrações por segundo. Um becquerel equivale a $2,7 \times 10^{-11}$ Ci. Entretanto, como o Curie é uma unidade muito grande para muitas aplicações, submúltiplos como o milicurie (1 mCi = 10^{-3} Ci), o microcurie (1 μCi = 10^{-6} Ci) e até o picocurie (1 pCi = 10^{-12} Ci) são usados.

A atividade específica de um radioisótopo é a atividade por grama do radioisótopo puro. O número de átomos de um radioisótopo puro em um grama é dado pela equação:

$$N = \frac{N_A}{A} \quad (16-8)$$

onde N_A é o número de Avogadro ($6,02248 \times 10^{23}$) e A é a massa nuclídica. A atividade específica S de um radioisótopo é uma propriedade exclusiva a ele.

$$S = \frac{\lambda N_A}{A} \text{ desintegrações} \cdot \text{s}^{-1} \quad (16-9)$$

Os produtos de decaimento. O decaimento produz um novo nuclídeo, denominado nuclídeo filho. Se este produto for estável, sua concentração aumenta à medida que o isótopo pai decai. Por outro lado, se o nuclídeo filho for radioativo, as concentrações dos nuclídeos pai e filho dependem da velocidade de decaimento de cada um.

O decaimento de radioisótopos em nuclídeos também radioativos não é incomum. No caso em que várias gerações de nuclídeos radioativos decaem em série, temos uma cadeia de decaimento. As características dessa cadeia são função das constantes de decaimento de cada integrante.

A situação mais simples é vista quando um nuclídeo filho radioativo é gerado por um átomo pai. Por exemplo, começaremos com N_1 átomos pai e N_2 átomos filho com constantes de decaimento iguais a λ_1 e λ_2 . O aumento de concentração do nuclídeo filho é expresso pela diferença entre a velocidade com que ele é formado e a velocidade com que decai:

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (16-10)$$

A taxa de produção do nuclídeo filho é igual à taxa de decaimento do nuclídeo pai.

Utilizando a Equação 16-6 com N_1 como o número de átomos do pai e N_{10} como o número inicial de átomos, tem-se:

$$N_1 = N_{10} \exp(-\lambda_1 t)$$

Substituímos a expressão obtida na Equação 16-10 e obtemos:

$$\frac{dN_2}{dt} = \lambda_1 N_{10} \exp(-\lambda_1 t) - \lambda_2 N_2 \quad (16-11)$$

Rearranjando a equação resultante, temos:

$$\frac{dN_2}{dt} + \lambda_2 N_2 = \lambda_1 N_{10} \exp(-\lambda_1 t) \quad (16-12)$$

Esta equação pode ser resolvida multiplicando-se os dois lados pelo fator $e^{\lambda_2 t}$. Logo:

$$\exp(\lambda_2 t) \frac{dN_2}{dt} + \exp(\lambda_2 t) \lambda_2 (N_2) = \lambda_1 N_{10} \exp(-\lambda_1 t) \exp(\lambda_2 t) \quad (16-13)$$

e

$$\frac{dN_2 e^{\lambda_2 t}}{dt} = \lambda_1 N_{10} \exp[(\lambda_2 - \lambda_1)t] \quad (16-14)$$

A integração da equação obtida dá:

$$N_2 e^{\lambda_2 t} = \frac{\lambda_1 N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} \exp[(\lambda_2 - \lambda_1)t] + C \quad (16-15)$$

A constante de integração C é determinada com base na teoria dos limites. Neste caso, com $t = 0$ não há nuclídeo filho presente, isto é, $N_2 = 0$ em $t = 0$. Nos limites, a Equação 16-15 é reduzida a:

$$N_2 = \frac{\lambda_1 N_{10}}{\lambda_2 - \lambda_1} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (16-16)$$

As características dos produtos de decaimento. A Equação 16-16 pressupõe que N_2 seja zero no tempo zero. Uma vez que o nuclídeo filho também sofre decaimento, N_2 será nulo outra vez no tempo infinito. Entre estes dois pontos no tempo nos quais $N_2 = 0$ existe um ponto t' no qual N_2 atinge o seu máximo, isto é, a curva de geração do nuclídeo filho alcança o seu ponto inflexão, onde $dN_2/dt = 0$. Com base nesta condição e na Equação 16-16, temos:

$$t' = \frac{\ln \lambda_2 - \ln \lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \quad (16-17)$$

O equilíbrio secular. A condição limite do equilíbrio radioativo, no qual $\lambda_1 \ll \lambda_2$ e a atividade do pai não cai de forma mensurável durante várias meias-vidas do filho é denominada **equilíbrio secular**, ilustrado pelo decaimento de ^{238}U em ^{234}Th . Neste caso, uma aproximação útil para o valor de N_2 , após um número elevado de meias-vidas, é:

$$N_2 = N_{10} \frac{\lambda_1}{\lambda_2} \quad (16-18)$$

A produção contínua do nuclídeo pai. Os cálculos apresentados pressupõem que no instante $t = 0$ um certo número de átomos pais estavam presentes e então decaíram. Em muitas situações o átomo pai é continuamente repostado, como ocorre em reatores nucleares, quando os nuclídeos pai são continuamente criados por bombardeamento com nêutrons. Outro exemplo é a produção contínua de carbono-14 pelos raios cósmicos incidentes nos átomos encontrados na atmosfera superior.

Os produtos finais. Toda cadeia de decaimento radioativo tem como ponto final a geração de um nuclídeo estável. As equações que descrevem este processo são facilmente obtidas, já que

o nuclídeo estável tem $\lambda = 0$. Por exemplo, para um radioisótopo com nuclídeo filho estável, a Equação 16-16 pode ser utilizada com o valor de $\lambda_2 = 0$. Logo:

$$N_2 = N_{10}(1 - e^{-\lambda_1 t}) \quad (16-19)$$

Alterações semelhantes podem ser feitas nas equações que descrevem cadeias de decaimento mais longas.

Radioisótopos

Radioisótopos naturais. A maioria dos 50 radioisótopos encontrados na natureza são resultantes de três séries distintas de decaimento: a série do tório, a série do urânio e a série do actínio. Cada uma destas séries começa com um elemento de massa atômica elevada (urânio-238, tório-232 e urânio-235, respectivamente), o qual decai em uma longa sequência de emissões de partículas alfa e beta até um nuclídeo estável ser gerado (chumbo-206, chumbo-208 e chumbo-207, nesta ordem). As três cadeias estão associadas a elementos pesados, uma vez que os radioisótopos naturais com massas atômicas menores do que 82 são muito raros.

As meias-vidas dos radioisótopos naturais são muito altas. Possivelmente esses elementos são muito antigos, presentes na formação da Terra e que não sofreram para que a sua atividade fosse reduzida abaixo do limite de detecção.

Dois importantes isótopos que são encontrados no ambiente mas que não ocorrem de uma forma estritamente natural são o hidrogênio-3 (trítio) e o carbono-14. Estes radioisótopos são gerados artificialmente pelo bombardeamento da atmosfera superior pelos raios cósmicos. Na atualidade, as quantidades destes isótopos estão em equilíbrio, já que a taxa de produção pela radiação cósmica é igual à sua taxa de decaimento. Esta característica faz com que estes radioisótopos sejam utilizados para datação arqueológica.

Os radioisótopos artificiais. A produção artificial de radioisótopos ocorre, principalmente, em reatores nucleares ou aceleradores de partículas. O ciclotron é o tipo de acelerador mais utilizado, porque os níveis energéticos necessários para o bombardeamento são facilmente obtidos e a produção é alta. A transmutação de um isótopo estável em um radioativo é realizada bombardeando-se o núcleo-alvo com um projétil adequado, como uma partícula ou uma onda eletromagnética, para produzir o isótopo desejado a partir da reação nuclear resultante.

As partículas mais utilizadas nos aceleradores são os prótons, os dêuterons e as partículas alfa. A reação nuclear induzida pelo bombardeamento do zinco-64 com dêuterons energizados em um ciclotron forma um novo elemento, o ^{66}Ga (gálio-66), cuja carga é $30e + e$ e número de massa atômica de $64 + 2$. O núcleo intermediário se desintegra quase que imediatamente, por um dentre os vários modos de decaimento possíveis. Se um próton for emitido, o núcleo final terá carga $32e$ e número de massa atômica 65 e, portanto, é o ^{65}Zn , o qual não ocorre na natureza.

As reações de nêutrons térmicos são as mais empregadas na produção industrial de radioisótopos para aplicações industriais. Uma amostra-alvo é inserida em um recipiente específico no núcleo de um reator, onde permanece exposta, por períodos variados de tempo, a quantidades muito altas de nêutrons térmicos. Esses nêutrons interagem com os núcleos-alvo para produzir o radioisótopo necessário, em um processo denominado **ativação com nêutrons**.

Fissão

Um **reator nuclear** utiliza um material fissil (como o urânio-235, o plutônio-239 ou o urânio-233) de maneira a manter uma **reação em cadeia** autossustentável. Os átomos do material fissil são bombardeados com nêutrons com nível adequado de energia, resultando no processo de **fissão**, isto é, sofrem divisão, resultando em produtos de fissão e nêutrons. Para que a reação de fissão seja mantida, pelo menos um dos nêutrons produzidos deverá estar disponível para produzir outra reação de fissão, ao invés de escapar do reator, ou ser consumido em outro tipo de reação nuclear, assim como deve haver disponibilidade de material fissil. Isto implica na necessidade de uma massa mínima de material fissil, denominada **massa crítica**, abaixo da qual as reações de fissão não se mantêm. Os reatores nucleares são projetados com excesso de massa de material fissil, para assegurar uma grande disponibilidade de nêutrons. O controle do excesso de nêutrons produzidos no núcleo do reator é feito com as barras de controle. As barras de controle são fabricadas com a utilização de substâncias com elevada seção de choque de captura de nêutrons, como o

boro, o cádmio ou o háfnio. As **barras de controle** móveis são inseridas ou retiradas do núcleo do reator de acordo com o nível de reatividade, ou seja, taxa de produção de nêutrons.

A reação de fissão em cadeia é caracterizada pela liberação de grandes quantidades de calor, o qual deve ser removido do núcleo do reator por um sistema de resfriamento eficiente, de maneira a evitar falhas mecânicas do núcleo do reator e a sua fusão, com consequente perda do controle sobre o processo. O caso mais extremo de reação nuclear descontrolada é observado na explosão de uma bomba atômica, o que não ocorre em um reator nuclear, apenas em armas nucleares. Isto se justifica pelo fato de um reator nuclear utilizado para a produção de energia não apresentar uma concentração suficiente de material fissil para possibilitar uma explosão nuclear. No caso da fusão do núcleo de um reator nuclear, ocorrem, simultaneamente, a desestruturação do arranjo do núcleo, a perda da capacidade de moderação de nêutrons e o aumento da temperatura, os quais reduzem a eficiência do processo de fissão.

Os fragmentos da fissão são, simplesmente, elementos com massa atômica menor. Na maioria das vezes, a fissão de cada átomo de urânio gera dois produtos de fissão e, aproximadamente 200 MeV de energia. O átomo de urânio não sofre fissão de maneira uniforme, ou seja, não gera os mesmos fragmentos a cada fissão. A reação não é simétrica, e pode ocorrer de 30 maneiras diferentes. Os isótopos mais comumente gerados estão agrupados entre os números de massa atômica entre 95 e 139.

Os fragmentos da fissão têm relações nêutron-próton muito altas e, por esta razão, são muito instáveis. Muitas transições ocorrem antes de um átomo estável se formar. Estes decaimentos sucessivos dão origem à cadeia de decaimento.

Devido à massa e à carga inicial elevadas, os fragmentos da fissão têm curto alcance na matéria. Logo, são contidos no próprio elemento combustível, quando um átomo de urânio sofre fissão. Os elementos combustíveis esgotados, que não possibilitam manter as reações de fissão, são uma intensa fonte de radioatividade, a qual traz vários problemas para a sua manipulação e processamento. Em alguns casos, os fragmentos da fissão podem ser utilizados como uma fonte de radiação para aplicações na indústria.

A produção de raios X*

Os raios X foram descobertos em 1895 por Wilhelm Conrad Roentgen. Em seus estudos, o cientista cobriu um tubo de raios catódicos com uma caixa de papelão preto e observou a fluorescência formada em uma tela revestida com platino-cianeto de bário instalada próximo ao tubo. Ao investigar o fenômeno, Roentgen concluiu que o efeito era causado por raios invisíveis, capazes de penetrar materiais opacos e produzir fluorescência visível em determinados compostos químicos. O cientista batizou-os de **raios X** (também chamados de raios catódicos de Roentgen).

Como vimos, os raios X são ondas eletromagnéticas na mesma faixa do espectro magnético em que se encontram os raios gama. Como estes, os raios X atravessam materiais sólidos, reagindo com a matéria de modo análogo. Os efeitos biológicos e fotográficos dos raios X são idênticos aos dos raios gama.

Enquanto os raios gama se originam no núcleo de um átomo, os raios X são gerados pela interação entre elétrons em alta velocidade com o átomo. Por essa razão, a energia dos raios X tem distribuição distinta daquela dos raios gama. Os raios gamas emitidos por um único radionuclídeo têm um ou mais níveis discretos de energia. Já os raios X têm um amplo e contínuo espectro energético (o qual será discutido em detalhe a seguir).

O tubo de raios X. Os raios X são gerados toda vez que um feixe de elétrons de alta velocidade atinge uma substância. O fenômeno é causado pela interrupção súbita ou pela deflexão pelos átomos presentes no material alvo desse feixe de elétrons. O tubo de raios X (Figura 16-2) é projetado para gerar elétrons de alta velocidade e o material de interação. Os principais componentes de um tubo de raios X são: (1) um invólucro de vidro com alto nível de vácuo (o qual contém o cátodo e o anodo), (2) uma fonte de elétrons que fluem do cátodo e (3) um alvo (isto é, o anodo) colocado no percurso do feixe de elétrons.

*A discussão apresentada foi baseada em U.S. PHS (1968).

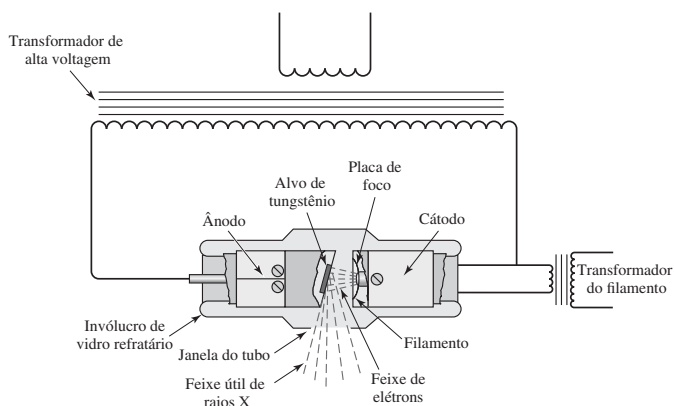


FIGURA 16-2 Tubo de raios X típico, com circuito autorretificado.

O desenvolvimento do tubo de filamento incandescente por William D. Coolidge em 1913 representou um grande avanço científico e a maior parte dos tubos de raios X em uso na atualidade são deste tipo. Os elétrons livres são emitidos por um filamento incandescente no interior de um tubo a vácuo e são acelerados por um campo elétrico. No interior do tubo contendo o filamento, a qualidade e a intensidade da radiação podem ser controladas de forma independente por métodos elétricos simples. A intensidade da radiação é proporcional à corrente e ao quadrado da voltagem, o que permite obter uma ampla gama de comprimentos de onda e de intensidades, enquanto as características do tubo permanecem relativamente constantes ao longo de sua vida útil.

Os valores elevados de tensão elétrica, necessários à operação de um tubo de raios X, são obtidos com a utilização de transformadores, cuja saída é sempre em corrente alternada. Uma vez que os elétrons precisam fluir apenas do cátodo para o ânodo no interior do tubo, é necessário utilizar um retificador. Um tubo autorretificado atua como o seu próprio retificador. Quando uma voltagem alternada é aplicada nestes tipos de tubo, os elétrons fluem apenas do cátodo para o ânodo, desde que este último permaneça frio. Se o ânodo aquecer, o fluxo de elétrons será invertido durante o segundo semiciclo e o cátodo será danificado. Portanto, os tubos autorretificados são limitados para curtos períodos de operações com baixos valores de corrente. O uso de “válvulas” (retificadores) no circuito de alimentação elimina a inversão da voltagem no tubo de raios X. Com isto, o tubo de raios X pode operar com maior nível de potência, o que aumenta a intensidade da radiação produzida e reduz o tempo de exposição.

A eficiência da produção de raios X. Na média, a fração de energia emitida pelos elétrons como radiação eletromagnética aumenta com o número atômico dos átomos do alvo e com a velocidade dos elétrons. Esta fração é muito pequena, e pode ser representada pela equação empírica:

$$F = 1,1 \times 10^{-9} ZV \quad (16-20)$$

onde F = fração da energia dos elétrons convertida em raios X

Z = número atômico do alvo

V = energia dos elétrons (em volts)*

De modo geral, menos de 1% da energia elétrica fornecida é convertida em raios X. A parcela restante (99%) é transformada em calor no alvo (sobretudo por ionização e excitação). Logo, o bombardeamento de elétrons eleva a temperatura do alvo, o qual pode derreter, caso o calor produzido não seja removido. Este calor é um fator limitante da capacidade operacional de um tubo de raios X.

*A energia dos elétrons normalmente é expressa em termos da voltagem aplicada no tubo.

Um alvo adequado deve apresentar as seguintes características básicas:

1. Número atômico elevado (porque a eficiência é diretamente proporcional a Z)
2. Elevado ponto de fusão (devido às altas temperaturas que são atingidas)
3. Elevada condutividade térmica (necessária para dissipar o calor gerado)
4. Baixa pressão de vapor em temperaturas elevadas (para impedir a sua evaporação)

O espectro contínuo. Quando os elétrons de alta velocidade são interceptados pelo alvo, a radiação produzida apresenta uma distribuição contínua de energia (comprimentos de onda). À medida que os elétrons em alta velocidade penetram as camadas superficiais do alvo, eles são desacelerados de forma abrupta pela colisão com o campo intenso de carga do núcleo (Campo de Coulomb), o que resulta no desvio de sua trajetória original.. Toda vez que um elétron sofre uma mudança repentina da velocidade ou na direção, ou em ambas, ocorre emissão de energia na forma de raios X. A energia do fóton do raio X emitido depende da intensidade da desaceleração. Se o movimento do elétron é interrompido por completo após uma única colisão, a energia do fóton resultante corresponde à energia cinética do elétron que teve o movimento interrompido, atingindo o seu valor máximo. Quando a colisão do elétron não é violenta, o fóton liberado terá menor nível energético. Como vários tipos de colisão podem ocorrer, serão gerados fótons com níveis energéticos variados, até um valor máximo. Isto explica a distribuição contínua do espectro dos raios X. A intensidade máxima (pico da curva), ocorre em um comprimento de onda cerca de 1,5 vez o comprimento de onda mínimo. A intensidade total da radiação de um tubo de raios X é representada pela área sob a curva do espectro de radiação. Sabe-se que a intensidade é diretamente proporcional ao fluxo de elétrons (isto é, o número de elétrons que atinge o alvo).

A dose da radiação*

Em linguagem simples, os danos das radiações ionizantes para um ser vivo são resultado da energia absorvida pelas células e pelos tecidos. Essa energia absorvida, quantificada na forma de dose, resulta na quebra de ligações químicas das moléculas presentes nas células vivas e sua consequente decomposição. O mecanismo da decomposição parece estar relacionado às interações entre a radiação e os átomos constituintes dos tecidos orgânicos, resultantes dos processos de ionização e excitação. A intensidade da ionização ou o número de pares de íons produzidos pela radiação ionizante nas células ou tecidos dá uma medida da decomposição ou do dano fisiológico que pode ser gerado em função da dose recebida. Portanto, a base ideal para a medida da dose de radiação pode ser o número de pares iônicos (isto é, de ionizações) que ocorrem no meio de interesse. Por questões práticas, o meio utilizado para definir a dose de exposição é o ar.

A dose de exposição – o Roentgen. A dose de exposição aos raios X ou à radiação gama em volume específico é uma medida da radiação com base no potencial de ionização do ar. A unidade utilizada para expressar a exposição aos raios X e à radiação gama é o Roentgen (R). A vantagem desta unidade está no fato de que a magnitude da exposição, normalmente, pode ser relacionada à dose absorvida, a qual é relevante para prever ou quantificar os efeitos biológicos, ou danos, resultantes da radiação.

O **Roentgen** corresponde a uma dose de exposição aos raios X ou à radiação gama de 1 cm^3 ($0,001293 \text{ g}$) de ar nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP), que resulta na produção de uma quantidade de íons com uma unidade eletrostática de carga (u.e.c) positiva ou negativa. Uma vez que a propriedade ionizante da radiação é o principal parâmetro de projeto de vários tipos de instrumentos e métodos de detecção, estes dispositivos podem ser utilizados para quantificar a dose associada à exposição. É importante observar que o Roentgen é uma unidade de exposição baseada na ionização do ar; assim, ele não é uma unidade de ionização, ou uma dose absorvida pelo ar.

A dose absorvida – o Gray. A dose absorvida de qualquer radiação ionizante é a energia transferida para a matéria por unidade de massa irradiada. A unidade da dose absorvida no SI é o Gray (Gy), que é equivalente a absorção de $1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$. No passado, a unidade de dose absorvida era o **rad**, equivalente a absorção de $100 \text{ ergs} \cdot \text{g}^{-1}$. Um Gray equivale a 100 rad. É preciso observar

*A discussão apresentada foi baseada em U.S. PHS (1968).

que, enquanto o Roentgen é uma unidade estritamente aplicada para os raios X e a radiação gama, o Gray pode ser utilizado para representar qualquer tipo de radiação ionizante ou meio absorvedor.

A conversão de Roentgens em Grays depende de dois fatores: a energia da radiação incidente e o coeficiente de absorção mássico do material irradiado, o que é demonstrada no Exemplo 16-3.

EXEMPLO 16-3

Uma dose de 1,0 R de radiação gama foi medida no ar. Estudos empíricos mostraram que, em média, 34 eV de energia são transferidos (ou absorvidos) no processo de formação de cada par de íons no ar. Qual é a dose equivalente absorvida em 1,0 cm³ de ar?

Solução: Para formar 1 u.e.c. por 0,001293 g de ar (isto é, a massa de 1 cm³ de ar nas CNTP), a radiação deve produzir $1,61 \times 10^{12}$ pares de íons quando for absorvida pelo ar. Logo, com base nas estimativas empíricas, a energia total absorvida é:

$$[34 \text{ eV} \cdot (\text{par de íons})^{-1}](1,61 \times 10^{12} \text{ pares de íons} \cdot \text{g}^{-1}) = 5,48 \times 10^{13} \text{ eV} \cdot \text{g}^{-1}$$

Em ergs, o valor é:

$$(5,48 \times 10^{13} \text{ eV} \cdot \text{g}^{-1})(1,602 \times 10^{-12} \text{ erg} \cdot \text{eV}^{-1}) = 87 \text{ ergs} \cdot \text{g}^{-1}$$

Uma vez que 1 erg = 1×10^{-7} J, 1 R da dose de exposição de 1,0 cm³ de ar nas condições padrão resultam na dose absorvida de:

$$(87 \text{ ergs} \cdot \text{g}^{-1})(10^{-7} \text{ J} \cdot \text{erg}^{-1})(10^3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}) = 8,7 \times 10^{-3} \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} = 8,7 \times 10^{-3} \text{ Gy}.$$

A efetividade biológica relativa (Fator de qualidade). Embora as radiações ionizantes sejam capazes de induzir efeitos biológicos semelhantes, a dose absorvida, medida em Grays, que irá produzir um determinado efeito pode variar de forma significativa em função do tipo de radiação. Esta diferença é expressa por um parâmetro denominado **efetividade biológica relativa, ou Fator de Qualidade (FQ)**. O FQ é definido como a relação entre dose absorvida (Grays) de radiação gama (com determinado nível energético) e a dose absorvida de qualquer radiação necessária para produzir o mesmo efeito biológico. Assim, se uma dose absorvida de 0,2 Gy de radiação de um nêutron lento produzir o mesmo efeito biológico gerado por 1 Gy de radiação gama, o FQ do nêutron lento seria:

$$\text{FQ} = \frac{1 \text{ Gy}}{0,2 \text{ Gy}} = 5$$

O valor do FQ de uma radiação depende de vários fatores, como a sua energia, o tipo e a extensão do dano biológico e a natureza dos organismos ou dos tecidos expostos.

O fator de ponderação do tecido. O **fator de ponderação do tecido (W_T)** é um fator de modificação utilizado para corrigir o cálculo da dose, considerando-se as diferenças da sensibilidade à radiação dos tecidos e órgãos expostos, em função do radioisótopo e de sua forma química. Alguns tecidos e órgãos são muito sensíveis, enquanto outros não demonstram qualquer sensibilidade à radiação. Por exemplo, pelo fato de o iodo ser facilmente incorporado pelo tecido tireoidiano, a glândula tireoidiana é muito sensível ao iodo radioativo. Logo, o valor de W_T desses tecidos é alto para os radionuclídeos de iodo. Para tecidos ou órgãos que não apresentem sensibilidade à radiação o valor de W_T é baixo, ou mesmo nulo.

O Sievert. Baseado no conceito de FQ, o **Sievert (Sv)** foi definido como a dose de radiação capaz de induzir o mesmo efeito biológico causado por um Gray de radiação gama. Esta unidade era representada pelo **REM (Roentgen Equivalent Men)**, no SI, 1 Sv equivale a 100 REM. O Gray é uma unidade conveniente para expressar a absorção de energia, mas não considera os efeitos biológicos de um tipo específico de radiação nuclear absorvida. O Sievert é calculado com a equação:

$$\text{Dose em Sv} = \text{FQ} \times \text{dose em Grays} \times W_T$$

A unidade indica a extensão do dano biológico (de determinado tipo) resultante da absorção de radiação nuclear. Logo, o Sievert é uma unidade de dose biológica.

16-2 OS EFEITOS BIOLÓGICOS DA RADIAÇÃO IONIZANTE

Os danos biológicos induzidos pela radiação são conhecidos há muito tempo. O primeiro caso de dano à saúde humana por conta da exposição à radiação foi relatado alguns meses após Roentgen publicar o seu artigo anunciando a descoberta dos raios X, em 1895. Em 1902, o primeiro caso de câncer causado pela exposição aos raios X foi relatado na literatura.

Os primeiros indícios dos efeitos prejudiciais da exposição a doses elevadas de radiação surgiram nas décadas de 1920 e 1930, com base nas observações registradas pelos primeiros radiologistas, por trabalhadores da indústria do elemento químico rádio e outros grupos de trabalhadores com atividades afins. Todavia, os efeitos da exposição crônica a doses baixas de radiação passaram a ser mais amplamente investigados apenas na década de 1950. A maior parte dos conhecimentos disponíveis sobre os efeitos biológicos da radiação, na atualidade, foi obtida nos anos que se seguiram à Segunda Guerra Mundial.

O padrão sequencial dos efeitos biológicos

Os eventos observados após a exposição à radiação podem ser classificados em três períodos: o período de latência, o período de efeitos observáveis e o período de recuperação.

O período de latência. Após a exposição inicial à radiação e, muitas vezes, antes do surgimento dos primeiros efeitos detectáveis, ocorre o **período de latência**, o qual é muito variável. Na verdade, os efeitos biológicos da radiação são informalmente divididos em efeitos de curto prazo (ou agudos) e de longo prazo (isto é, retardados). Os efeitos **agudos** surgem em questão de minutos, dias ou semanas. Já os efeitos **retardados** se manifestam dentro de anos, décadas ou, em alguns casos, após algumas gerações.

O período dos efeitos observáveis. Alguns efeitos discretos podem ser observados imediatamente após, ou mesmo durante, o período de latência. Um dos fenômenos mais comuns observados em tecidos em crescimento é a interrupção da mitose, isto é, da divisão celular. Esta interrupção pode ser temporária ou permanente, dependendo da dose da radiação. Outros efeitos observáveis incluem a quebra de cromossomos, o acúmulo de cromatina, a formação de células gigantes e outros fenômenos mitóticos anormais também são observados. A exposição à radiação também altera a granulação citoplasmática, as características de coloração das estruturas celulares, afeta a mobilidade ou atividade ciliar, a citólise, a vacuolização, a viscosidade do protoplasma e a permeabilidade da parede celular. Muitos destes efeitos podem ser intensificados por conta de outros estímulos. Contudo, um único agente não consegue induzir esta ampla gama de efeitos.

O período de recuperação. É normal observar-se determinado grau de recuperação logo após a exposição. Isto pode ser observado, principalmente, no caso de efeitos agudos, isto é, aqueles que surgem em questão de dias ou semanas após a exposição. Contudo, alguns danos residuais são irreversíveis, os quais podem induzir o surgimento dos efeitos retardados.

Os fatores que afetam os efeitos biológicos

A curva dose-resposta. A correlação entre a dose administrada e a resposta (isto é, o dano) produzida é um importante parâmetro no estudo de qualquer agente capaz de induzir danos biológicos. No caso da exposição à radiação, a intensidade dos danos pode ser expressa como a frequência de determinada anormalidade nas células de um animal exposto ou como a incidência de uma doença crônica em uma população humana irradiada. A curva dose-resposta é representação gráfica da relação entre a dose e o efeito que ela induz. No estudo dos efeitos da radiação, a natureza e forma da curva dose-resposta têm papel muito importante. As Figuras 16-3 e 16-4 mostram duas possibilidades para o padrão da curva dose-resposta.

A Figura 16-3 é uma curva típica com a existência de limiar. O ponto em que ela intercepta a abscissa representa o valor de dose abaixo do qual não há resposta. Um exemplo é o caso da

ocorrência da vermelhidão da pele em função da exposição a uma determinada dose de radiação, ou seja, os primeiros sinais do efeito não ocorrem antes da dose mínima ser atingida.

A Figura 16-4 mostra uma relação linear que intercepta a abscissa na origem, ou seja, não há limiar. Neste caso, qualquer dose, por mínima que seja, pode desencadear alguma resposta. Existem indícios de que os efeitos genéticos da radiação sejam um fenômeno para o qual não existe limiar de dose. Esta é uma das hipóteses que norteiam as diretrizes para a proteção e o controle da exposição à radiação em programas de saúde pública. Dito de outro modo, entende-se que a exposição de uma população a níveis de radiação muito pequenos certamente traz algum risco. Esta hipótese dificulta a definição de diretrizes para os níveis aceitáveis de exposição à radiação, uma vez que o conceito de “risco aceitável” deve ser utilizado, o que implica em ponderar os benefícios obtidos pela exposição à uma determinada dose de radiação em relação aos danos potenciais.

A taxa de absorção. A taxa na qual a radiação é administrada ou absorvida tem papel central no estudo dos efeitos potenciais da radiação. Uma vez que a capacidade de recuperação de um organismo após a exposição é significativa, a divisão da dose terá efeitos menos intensos, em comparação com a exposição a dose única. Dito de outro modo, o organismo ganha tempo para se recuperar no intervalo entre as doses.

A área exposta. De modo geral, quando não é feita menção sobre a parte do corpo exposta à radiação, entende-se que a exposição foi de corpo inteiro. A área exposta é um parâmetro importante, já que, quanto maior ela for mantendo-se constantes os demais fatores, maiores serão os danos causados. Mesmo a proteção parcial de órgãos sensíveis à radiação como o baço e a medula óssea, responsáveis pela produção de hemácias, é capaz de minimizar os efeitos totais da radiação de forma significativa. Um exemplo deste fenômeno é visto na radioterapia, na qual doses que seriam letais se fossem emitidas no corpo todo são limitadas a áreas definidas, como tumores, por exemplo.

A variação entre espécies e a sensibilidade individual. A sensibilidade à radiação varia muito entre os organismos vivos. Por exemplo, as doses letais para plantas e micro-organismos são, em geral, centena de vezes maiores daquelas que seriam necessárias para os mamíferos. Mesmo entre diferentes espécies de roedores, não é difícil encontrar uma espécie que seja entre três ou quatro vezes mais sensível à radiação do que outra.

A variabilidade biológica explica a diferença na sensibilidade à radiação entre indivíduos da mesma espécie. Por essa razão, a dose letal para cada espécie é expressa em termos estatísticos. A DL_{50} para uma espécie (isto é, a dose necessária para matar 50% dos indivíduos em uma população representativa) é a medida estatística mais usada. Para os seres humanos, a DL_{50} é estimada em 450 R.

A variação na sensibilidade celular à radiação. A sensibilidade à radiação varia muito entre os tipos de células e tecidos de um indivíduo. Em linhas gerais, as células que se dividem rapidamente ou têm potencial para tal são mais sensíveis do que aquelas que não sofrem divisão. Além disso, as células não diferenciadas (isto é, as células primitivas e não especializadas) são

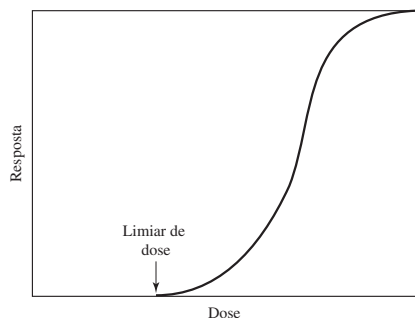


FIGURA 16-3 Curva dose-resposta mostrando o limiar de dose.

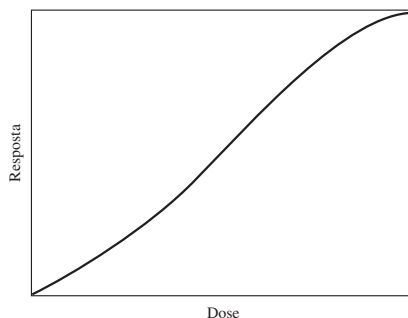


FIGURA 16-4 Curva dose-resposta para uma situação em que não há limiar de dose.

mais sensíveis à radiação do que as células altamente especializadas. Logo, para determinada família de células, as formas imaturas (as quais são mais primitivas e se dividem com rapidez) são mais sensíveis à radiação do que as células mais velhas e maduras, cujas estruturas e funções são especializadas e já não sofrem divisão.

Os efeitos agudos

Uma dose de radiação é considerada aguda quando é emitida em um período muito curto a uma parte expressiva do organismo. Se a quantidade da radiação envolvida é grande o bastante, as doses agudas podem desencadear efeitos que se manifestam dentro de horas ou dias. Nesses casos, o período de latência, tempo transcorrido entre a exposição e o início dos efeitos, é relativamente curto e inversamente proporcional à dose. Os efeitos de curto prazo da radiação incluem sinais e sintomas reunidos sob a designação geral **síndrome aguda da radiação**.

Os estágios da síndrome aguda da radiação são:

1. *Ocorrência de sintomas iniciais.* Fase inicial caracterizada por náuseas, vômitos e mal-estar generalizado. É análoga aos sintomas iniciais das infecções virais, nas quais o indivíduo exibe reações sistêmicas não específicas.
2. *Estágio de latência.* Semelhante ao período de incubação em uma infecção viral. Os sintomas subjetivos normalmente recuam e a pessoa recupera o bem-estar. Contudo, as alterações ocorrem nos órgãos encarregados da hematogênese, entre outras estruturas, abrindo caminho para a próxima etapa da síndrome.
3. *Estágio de manifestação de doença.* Fase que reflete um quadro clínico associado com o dano da radiação. Os possíveis sinais e sintomas incluem febre, infecções, hemorragias, diarreia grave, prostração, desorientação e colapso cardiovascular. A ocorrência destes sinais e sintomas é função da dose da radiação recebida.
4. *Recuperação ou morte.*

A relação entre o tipo de dose e a síndrome aguda da radiação

Como vimos, cada tipo de célula tem níveis distintos de sensibilidade à radiação. Por exemplo, a exposição a doses relativamente baixas faz com que as células mais sensíveis, como os leucócitos imaturos ou a medula óssea e os nódulos linfáticos jovens, sofram alguma lesão. Para baixas doses de radiação os efeitos durante os estágios de manifestação das doenças serão observados nestas células. Assim, pode-se esperar a ocorrência de sintomas como febre, infecção e hemorragia. Este fenômeno é denominado de **forma hematopoiética** da síndrome aguda da radiação.

Para doses elevadas, geralmente acima de 6 Gy, as células menos sensíveis à radiação começam a sofrer danos. As células epiteliais que revestem o aparelho gastrointestinal têm importância especial, já que sua destruição rompe uma barreira biológica vital para o organismo. O resultado é a perda de fluido, infecção generalizada e episódios de diarreia aguda, **forma gastrointestinal** da síndrome aguda da radiação.

Na **forma cerebral** da síndrome, resultante da exposição a doses de 100 Gy ou maiores, as células relativamente resistentes do sistema nervoso central são lesionadas. A manifestação da doença é rápida e se caracteriza por desorientação mental ou estado de choque do indivíduo exposto.

Uma vez que a ocorrência e extensão dos danos induzidos pela radiação variam de indivíduo para indivíduo, torna-se difícil definir precisamente um intervalo de dose para cada uma das formas da síndrome aguda da radiação. Todavia, as generalizações discutidas a seguir podem ser úteis como orientação para a obtenção de indicativo preliminar dos tipos de doses envolvidos. Por exemplo, a exposição a níveis da ordem de 0,5 Gy ou menores não induz lesões detectáveis pela maior parte dos métodos laboratoriais ou clínicos comumente adotados. Com 1 Gy, a maioria das pessoas não apresenta qualquer sintoma, embora uma pequena porcentagem possa exibir alterações hematológicas discretas. Já com a exposição a 2 Gy o número de indivíduos com sinais claros de danos é maior, este nível de dose pode ser fatal para indivíduos mais sensíveis aos efeitos da radiação. A dose letal média é alcançada com a exposição a 4,5 Gy, e 50% dos indivíduos expostos irão morrer. A dose de 6 Gy, normalmente, representa o limiar da forma gastrointestinal da síndrome aguda da radiação e o prognóstico é muito ruim para todos os indivíduos expostos. A morte é quase certa quando a exposição ocorre com doses entre 8 Gy e 10 Gy.

Os efeitos retardados ou tardios

Os efeitos da radiação observados no longo prazo se manifestam anos após a exposição. Logo, o período de latência é muito mais longo do que aquele associado à síndrome aguda da radiação. Os efeitos retardados podem ocorrer por conta da exposição aguda prévia a altas doses de radiação, ou da exposição crônica a baixas doses de radiação ao longo de alguns anos.

Não existe uma doença específica associada aos efeitos de longo prazo da radiação. Tais efeitos se manifestam nas populações humanas como aumento estatístico na incidência de determinadas condições de saúde já existentes. Devido à baixa incidência destas condições de saúde, em muitos casos é necessário observar um grande número de pessoas irradiadas para medir estes efeitos. Muitos métodos bioestatísticos e epidemiológicos são utilizados para indicar as relações entre exposição e efeito. Além dos problemas inerentes aos números elevados de participantes necessários em estudos sobre os efeitos retardados da radiação em populações humanas, o período de latência complica ainda mais a realização dessas pesquisas. Em alguns casos, a menos que as investigações se estendam por alguns anos, o aumento da incidência de determinada doença causada pela exposição à radiação passa despercebido.

É preciso observar que, embora seja possível realizar experimentos válidos com animais, nos quais todos os fatores, exceto a exposição à radiação, são idênticos aos parâmetros utilizados para populações humanas, os dados para seres humanos são limitados a informações secundárias obtidas com populações expostas em cenários sem qualquer relação direta com a obtenção planejada de informações radiobiológicas. Muitas vezes uma das características específicas às populações de seres humanos expostos é a presença de uma doença pré-existente, a qual aumenta a dificuldade de tirar conclusões representativas quando estes grupos são comparados com populações não expostas.

Apesar dessas dificuldades, muitas investigações de natureza epidemiológica com seres humanos expostos contribuíram com provas importantes sobre o potencial da radiação ionizante de aumentar o risco de certas doenças após a exposição inicial. Tais dados complementam e confirmam as informações obtidas com experiências com animais, as quais relataram efeitos análogos.

Entre os efeitos retardados observados até hoje estão o dano somático (o qual resulta em maior incidência de câncer), defeitos embriológicos, catarata, diminuição da expectativa de vida e maior incidência de mutações genéticas. A escolha correta da espécie ou da linhagem animal e a avaliação criteriosa das doses a serem avaliadas permitem estimar a ação carcinogênica generalizada da radiação ionizante mediante a observação do desenvolvimento de tumores em organismos e tecidos variados. Testes com seres humanos indicaram que a radiação contribui com o surgimento de diversas neoplasias (cânceres).

As evidências em seres humanos. Tanto as observações empíricas como os estudos epidemiológicos de indivíduos expostos demonstraram, com diferentes níveis de consistência, as propriedades carcinogênicas da radiação. As descobertas mais relevantes sobre este aspecto são discutidas abaixo.

No começo deste século, quando os efeitos retardados da exposição à radiação eram pouco conhecidos, os números nos mostradores de relógios eram pintados à mão, com tinta contendo rádio. Muitas mulheres jovens eram contratadas para essa função. Para facilitar a aplicação da tinta, elas molhavam a ponta do pincel na própria língua. Estudos realizados, anos depois, com essas mulheres, mostraram que aquelas que haviam ingerido rádio tinham taxas maiores de sarcoma ósseo e outras doenças, por conta da quantidade do elemento radioativo acumulado em seus ossos.

Os primeiros médicos e dentistas a adotarem os raios X como procedimento de diagnóstico não tinham a menor ideia dos riscos envolvidos e acumularam grandes doses de radiação em seus organismos. Já em 1910 havia relatos de mortes atribuíveis à exposição aos raios X entre esses profissionais. O câncer de pele era o mais comum nesse grupo de indivíduos. Os dentistas, por exemplo, adquiriam lesões nos dedos com os quais eles mantinham o filme radiográfico nas bocas de seus pacientes.

No começo deste século, algumas minas na Europa foram exploradas em busca de pechblenda ou uraninita, um minério que contém urânio. Por conta da inalação de grandes quantidades de materiais radioativos suspensos no ar, a ocorrência de câncer de pulmão era muito comum entre os mineiros que trabalhavam nessas minas. Estima-se que o risco de câncer de pulmão entre estes trabalhadores era, ao menos, 50% maior do que os percentuais observados na população em geral.

Um dos principais fatores de apoio à ideia de que a radiação é um agente leucemogênico, ou seja, capaz de causar leucemia, foi descrito nos estudos com os sobreviventes da explosão

da bomba atômica em Hiroshima, no Japão. As pessoas expostas a doses de aproximadamente 1 Sv apresentaram forte aumento na incidência de leucemia. Além disso, os números observados tiveram correlação significativa com a dose estimada (expressa em termos da distância em relação ao ponto da detonação), fato este que fortaleceu a hipótese de que a alta incidência de casos de leucemia era consequência da exposição à radiação. Indícios de aumento na prevalência de câncer de tireoide entre os sobreviventes expostos a doses elevadas também foram encontrados.

Um dos primeiros estudos com os filhos de mães expostas à radiação de raios X pélvicos durante a gestação teve por objetivo demonstrar o aumento no risco de leucemia entre crianças. As mães responderam um questionário sobre a exposição à radiação durante a gestação do filho que desenvolveu leucemia. As respostas foram comparadas àquelas dadas por mães de crianças saudáveis. No princípio, esta pesquisa foi muito criticada por conta do modelo de questionário utilizado para obter as informações sobre o histórico de exposição à radiação. Na época, acreditou-se que as diferenças nos fatos lembrados pelas mães teriam influenciado as respostas. Contudo, um estudo posterior mais amplo considerou as correções necessárias, confirmando os resultados obtidos na primeira investigação e corroborando o efeito leucemogênico em fetos expostos a raios X em exames pré-natal.

Diante do fato de que as células imaturas e indiferenciadas (as quais sofrem divisão rapidamente) são mais radiosensíveis, não causa surpresa a constatação de que os tecidos fetais sejam mais prontamente lesionados, até por doses baixas de radiação. Experimentos com animais mostraram que esses efeitos negativos também são induzidos com doses da ordem de, apenas, 0,10 Gy no embrião. Não há razão plausível para duvidar que o embrião humano também seja suscetível.

A maior parte das anomalias geradas pela exposição pré-natal à radiação ocorre no sistema nervoso central, ainda que o tipo específico de dano seja relacionado à dose e ao estágio da gestação durante o qual transcorreu a exposição. Em termos da morte do embrião, os primeiros estágios da gestação, isto é, as primeiras semanas de vida intrauterina são os mais críticos. Da perspectiva da proteção contra a exposição, a sensibilidade nos estágios muito precoces do desenvolvimento embrionário humano tem importância indiscutível, já que muitas gestantes não têm a menor noção de que estão grávidas. Por essa razão, o Comitê Internacional para a Proteção Radiológica recomenda que os procedimentos envolvendo exposição à radiação rotineiros e não emergenciais na região pélvica de mulheres em idade reprodutiva sejam limitados ao período de 10 dias após o início da menstruação. Medidas preventivas como essas praticamente eliminam a possibilidade de expor um óvulo fertilizado à radiação.

O período compreendido entre a segunda e a sexta semana de gestação, durante o qual a mulher pode não estar ciente de sua condição de gestante, é o mais delicado com relação ao desenvolvimento de anomalias congênitas no recém-nascido. Neste período a morte do embrião é menos provável do que no estágio inicial da gestação, embora a indução de defeitos morfológicos no recém-nascido seja a principal preocupação.

Durante os últimos estágios da gestação, os tecidos embrionários são mais resistentes a danos mais evidenciáveis. Contudo, alterações funcionais, sobretudo aquelas envolvendo o sistema nervoso central, podem ocorrer devido à exposição à radiação nesses estágios. Tais alterações são difíceis de mensurar ou avaliar no nascimento. De modo geral, elas envolvem alterações súbitas nos padrões de desenvolvimento e de aprendizado da criança. Além disso, os períodos de latência de tais alterações podem ser muito longos. Existem indícios de que a redução da radiosensibilidade do feto contra danos visíveis causados pela exposição durante a gravidez não se verifica para os efeitos leucemogênicos da exposição pré-natal. Outro fator importante a ser considerado na avaliação do risco da radiação nos últimos estágios da gravidez diz respeito às chances de a exposição induzir mutações genéticas reais nas células germinativas do feto, para as quais o limiar de dose ainda não foi estabelecido.

A redução da expectativa de vida. Muitos estudos com animais comprovaram que a exposição à radiação reduz a expectativa de vida. O processo de envelhecimento é complexo e muito obscuro. Além disso, os mecanismos envolvidos não foram estabelecidos. Os resultados indicam que os animais expostos à radiação nessas pesquisas tiveram uma morte relativamente precoce devida às mesmas doenças que mataram os animais dos grupos de controle. A extensão em que a redução da expectativa de vida se deve ao envelhecimento precoce ou à maior incidência de doenças induzidas pela radiação não foi esclarecida.

Os efeitos genéticos

Os aspectos básicos. O embrião é constituído por uma única célula formada a partir da união do espermatozoide e do óvulo. Milhões de eventos de divisão celular ocorrem em um organismo recém-formado. As informações que produzem as características deste novo indivíduo são armazenadas nos cromossomos encontrados no núcleo do óvulo fertilizado e dispostos em 23 pares. Em cada par, um membro é fornecido pela mãe, o outro pelo pai. A cada divisão celular do tecido embrionário, as informações armazenadas são duplicadas com total fidelidade, de maneira que o núcleo de cada célula recém-formada armazene todo o material genético do organismo em desenvolvimento. Este mecanismo de transferência de informações genéticas é verificado também para as células germinativas do novo organismo, as quais evoluirão em espermatozoides ou óvulos que, por sua vez, repassarão as informações para a próxima geração. Essas informações hereditárias atuam como um código, ou um molde, o qual é reproduzido milhões de vezes, com precisão notável. Fatores externos têm o potencial de danificar o material genético no núcleo da célula, danos estes que são reproduzidos com a mesma fidelidade durante as divisões celulares subsequentes. As alterações sofridas pelas células dos testículos ou dos ovários que evoluirão em espermatozoides ou óvulos são denominadas **mutações genéticas**. Os defeitos são reproduzidos em todas as células do novo organismo concebido a partir desses espermatozoides e óvulos defeituosos, inclusive nas células do aparelho reprodutivo. Isto significa que a mutação será repassada de geração em geração.

A maioria dos geneticistas concorda que números elevados de mutações genéticas são prejudiciais. Contudo, é exatamente devido ao potencial de causar danos que as mutações genéticas têm chance de serem eliminadas mediante mecanismos naturais e graduais, já que os indivíduos afetados têm menos chances de se reproduzirem com êxito, em comparação aos indivíduos saudáveis. Quanto mais grave for o defeito induzido por uma mutação, maior é a velocidade com que ela é eliminada. As mutações menos prejudiciais podem se transferir por diversas gerações antes de desaparecer.

Contudo, novas mutações ocorrem constantemente como forma de equilibrar a eliminação natural de mutações genéticas prejudiciais. Muitas substâncias têm caráter mutagênico e é provável que o conhecimento científico atual sobre o tema se limite a um número muito pequeno destas substâncias. Além disso, mutações surgem nas células germinativas de um organismo mesmo quando não há uma indução externa. Entre os vários fatores externos indutores de mutagenicidade estão uma variedade de substâncias químicas, certos medicamentos e variáveis físicas como a exposição a altas temperaturas e à radiação ionizante, por exemplo. A radiação natural também responde por uma pequena parcela das mutações genéticas espontâneas. Para seres humanos, estima-se que a radiação natural seja responsável por menos de 10% destas mutações. Claro que a radiação antropogênica, quando atinge as gônadas humanas, pode induzir um número preocupante de mutações, comparadas aos eventos mutagênicos espontâneos. É preciso lembrar que a radiação não é o único fator ambiental com potencial mutagênico.

As evidências obtidas em estudos com animais. As propriedades mutagênicas da radiação ionizante foram descobertas em 1927, em estudos pioneiros que utilizaram a mosca das frutas como organismo de teste. Desde então as metodologias experimentais evoluíram muito, com o desenvolvimento de métodos de diagnóstico baseados em outras espécies animais, sobretudo ratos. Os experimentos com animais se mantêm como principal fonte de informação sobre os efeitos genéticos da radiação e, por conta do grande número de pesquisas realizadas na área, algumas generalizações são necessárias. No âmbito da saúde, as mais relevantes são: (1) não há indicação de dose limiar para os efeitos genéticos da radiação, isto é, uma dose abaixo da qual não há dano e (2) o grau de dano mutagênico resultante da exposição à radiação parece ser dependente da dose (isto é, determinada dose é menos efetiva na indução do dano quando a exposição é adiada ou dividida ao longo do tempo).

As evidências em seres humanos. Um importante estudo com seres humanos foi realizado com sobreviventes das explosões nucleares de 1945. Como índice do possível aumento na incidência de mutações, foi registrada a razão sexual na prole de alguns grupos expostos (por exemplo, famílias nas quais a mãe fora exposta, o pai não). Com base na hipótese de que parte dos danos mutagênicos nas mães seriam recessivos, letais e associados ao sexo, os primeiros estudos sugeriram um viés favorável ao nascimento de um número menor de meninos nestas famílias, em

comparação com famílias não expostas. Todavia, o exame minucioso de dados mais abrangentes obtidos em investigações posteriores não confirmou o efeito da radiação na razão sexual.

Os relatos de exposição pré-concepção dos pais de crianças com leucemia foram comparados aos históricos de crianças saudáveis como parte de outra pesquisa. Os resultados indicaram que o aumento do risco de leucemia em crianças cujas mães foram examinadas com o uso de raios X no período foi estatisticamente significativo. Acredita-se que o efeito observado seja genético, não embrionário, já que a exposição ocorreu antes da concepção.

Um estudo semelhante avaliou o histórico de exposição à radiação dos pais de crianças com síndrome de Down. Na maior parte dos casos, a exposição ocorreu antes da concepção. Um número significativamente maior de mães de crianças com a síndrome relatou ter passado por tratamento com fluoroscopia e raios X, comparado ao número de mães de crianças saudáveis no grupo de controle.

Os resultados destes dois estudos contribuem com evidências sobre o caráter mutagênico da radiação em seres humanos. Contudo, tais resultados devem ser avaliados com certa reserva, por conta das possíveis diferenças entre as populações que precisam passar por procedimentos baseados em raios X e aquelas que não são expostas. Estas discrepâncias não bastam para explicar a incidência de leucemia ou de síndrome de Down ligeiramente maior nos filhos de pais do primeiro grupo, independentemente da dose de radiação recebida. Até hoje não foram encontradas evidências irrefutáveis dos efeitos genéticos da exposição de seres humanos à radiação.

16-3 OS PADRÕES PARA EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO

Dois grupos populacionais merecem destaque na definição de padrões e critérios de exposição à radiação. Tais critérios são estabelecidos para as pessoas com risco de exposição ocupacional e para o público em geral. Embora diversos órgãos oficiais se dediquem a estas atividades, os limites aceitáveis de exposição são consistentes entre os grupos citados. A Comissão para a Regulamentação Nuclear (*Nuclear Regulatory Commission*, NRC) dos Estados Unidos publica diretivas no Código Nacional de Regulamentações (10 CFR 20), as quais servem como critério de exposição naquele país. As orientações relativas à dose partem do grau de exposição à radiação de fundo. Ressalta-se que a Agência Internacional de Energia Atômica também desenvolveu padrões e critérios específicos sobre a exposição à radiação, como os Requisitos Gerais de Segurança – Parte 3 (Nº GSR Parte 3), publicado em 2014.

A dose permitida para a exposição ocupacional é definida com base em algumas hipóteses: (1) o grupo exposto é supervisionado e controlado, (2) os integrantes são adultos, (3) todos estão cientes dos riscos associados à sua atividade, (4) a exposição ocorre no ambiente de trabalho (isto é, durante $40 \text{ h} \cdot \text{semana}^{-1}$) e (5) os participantes são saudáveis. Com base nestas premissas, nenhuma pessoa pode ser exposta a mais do que $0,05 \text{ Sv}$ ao ano.

Para a população em geral, a dose permitida em um ano é $0,001 \text{ Sv}$. Este valor não inclui a exposição à radiação em procedimentos médicos e odontológicos que, por razões de diagnóstico ou terapêuticas, pode exceder este limite.

Além dos limites de dose, a NRC também definiu critérios para o descarte de radionuclídeos no meio ambiente. A Tabela 16-2 reproduz parte da lista desses critérios. Tais concentrações são medidas a partir da concentração natural e são expressas como médias anuais. Os descartes precisam estar limitados de maneira que as quantidades indicadas na lista não sejam excedidas no ar ou em corpos hídricos naturais. Se uma mistura de isótopos for liberada em uma área não restrita, as concentrações devem ficar dentro dos limites definidos pela equação 16-21.

$$\frac{C_A}{\text{MPC}_A} + \frac{C_B}{\text{MPC}_B} + \frac{C_C}{\text{MPC}_C} \leq 1 \quad (16-21)$$

onde C_A , C_B e C_C = concentrações dos radionuclídeos A, B e C, respectivamente (em $\mu\text{Ci} \cdot \text{mL}^{-1}$)

MPC_A , MPC_B e MPC_C = concentrações máximas permitida para os radionuclídeos A, B e C (parágrafo 10, CFR, parte 20, Apêndice B).

Ressalta-se que a Agência Internacional de Energia Atômica também desenvolveu normas que tratam da questão relacionada ao descarte de material radioativo para o meio ambiente,

TABELA 16-2 Concentrações máximas permitidas de alguns radionuclídeos para o ar e a água partindo da concentração de fundo

		Valores ocupacionais			Concentrações em efluentes			Despejo na rede de esgoto
Radionuclídeo	Classe	Ingestão ALI (μCi) ^b	Inalação ALI (μCi)	Inalação DAC (μCi) ^c	Ar (μCi · mL ⁻¹)	Água (μCi · mL ⁻¹)	Conc. média mensal (μCi · mL ⁻¹)	
Bário-131 Berílio-7	D ^a , todos os compostos	3 × 10 ³	8 × 10 ³	3 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁸	4 × 10 ⁻⁵	4 × 10 ⁻⁴	
	W, todos os compostos, exceto os classificados como Y	4 × 10 ⁴	2 × 10 ⁴	9 × 10 ⁻⁶	3 × 10 ⁻⁸	6 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻³	
Cálcio-45 Carbono-14	Y, óxidos, haletos e nitratos	—	2 × 10 ⁴	8 × 10 ⁻⁶	3 × 10 ⁻⁸	—	—	
	W, todos os compostos	2 × 10 ³	8 × 10 ²	4 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁹	2 × 10 ⁻⁵	2 × 10 ⁻⁴	
Césio-137 Iodo-131	Monóxido	—	2 × 10 ⁶	7 × 10 ⁻⁴	2 × 10 ⁶	—	—	
	Dióxido	—	2 × 10 ⁵	9 × 10 ⁻⁵	3 × 10 ⁻⁷	—	—	
	Compostos	2 × 10 ³	2 × 10 ³	1 × 10 ⁻⁶	3 × 10 ⁻⁹	3 × 10 ⁻⁵	3 × 10 ⁻⁴	
	D, todos os compostos	1 × 10 ²	2 × 10 ²	6 × 10 ⁻⁸	2 × 10 ⁻¹⁰	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁵	
	D, todos os compostos	3 × 10 ¹	5 × 10 ¹	2 × 10 ⁻⁸	—	—	—	
	Tireoide	(9 × 10 ¹)	Tireoide (2 × 10 ³)	8 × 10 ⁻⁷	2 × 10 ⁻¹⁰	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁵	
Ferro-55	D, todos os compostos exceto os classificados como W	9 × 10 ³	2 × 10 ³	—	3 × 10 ⁻⁹	1 × 10 ⁻⁴	1 × 10 ⁻³	
	W, óxidos, hidróxidos e haletos	—	4 × 10 ³	2 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁹	—	—	
Fósforo-32	D, todos os compostos, exceto os classificados como W	6 × 10 ²	9 × 10 ²	4 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁹	9 × 10 ⁻⁶	9 × 10 ⁻⁵	
	W, fosfatos de Zn ²⁺ , S ³⁺ , Mg ²⁺ , Fe ³⁺ , Bi ³⁺ e lantanídeos	—	4 × 10 ²	2 × 10 ⁻⁷	5 × 10 ⁻¹⁰	—	—	
Radônio-222	Sem os núclídeos filho	—	1 × 10 ⁴	4 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁸	—	—	
	Com os núclídeos filho	—	1 × 10 ²	3 × 10 ⁻⁸	1 × 10 ⁻¹⁰	—	—	
Estrôncio-90	D, todos os compostos solúveis, exceto o SrTiO ₃	3 × 10 ¹	2 × 10 ¹	8 × 10 ⁻⁹ (ou nível equivalente à exposição ocupacional de 4 meses) (ou nível equivalente a 0,33 do nível de exposição ocupacional)	—	—	—	
		Superfície do osso 4 × 10 ¹	Superfície do osso 2 × 10 ¹		3 × 10 ⁻¹¹	5 × 10 ⁻⁷	5 × 10 ⁻⁶	
Zinco-65	Y, todos os compostos insolúveis e o SrTiO ₃	—	4	2 × 10 ⁻⁹	6 × 10 ⁻¹²	—	—	
	Y, todos os compostos	4 × 10 ²	3 × 10 ²	1 × 10 ⁻⁷	4 × 10 ⁻¹⁰	5 × 10 ⁻⁶	5 × 10 ⁻⁵	

^a D, W e Y são classes de tempo de retenção no corpo em dias, semanas e anos, respectivamente.

^b ALI é a sigla para anual limit of intake (limite anual de ingestão ou absorção)

^c DAC é a sigla de derived air concentration (concentração equivalente no ar)

Fonte: Extraído do parágrafo 10, CFR, parte 20, Apêndice B.

resultantes de atividades desenvolvidas em instalações radiativas (laboratórios de diagnóstico e clínicas médicas, por exemplo). No caso de instalações nucleares (reatores nucleares e unidades de processamento de combustíveis nucleares, por exemplo), o descarte de substâncias radioativas para o meio ambiente é feito como base em outros critérios, levando-se em consideração o grupo crítico a ser exposto.

O radônio. Diferentemente dos critérios de exposição e liberação no meio ambiente, nos Estados Unidos os teores permitidos de radônio no ar em ambientes internos são estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental daquele país. A razão para isto diz respeito ao fato de o radônio ocorrer naturalmente e não ser gerado em atividades antropogênicas. As regulamentações da agência sugerem que a exposição anual média ao gás seja limitada a $4 \text{ pCi} \cdot \text{L}^{-1}$ de ar (148 Bq/m^3).

16-4 A EXPOSIÇÃO À RADIAÇÃO

Os perigos da exposição à radiação em ambientes internos e externos

Os perigos da exposição à radiação em ambientes externos resultam de fontes de radiação ionizante com energia alta o bastante para penetrar no corpo e causar algum dano. De modo geral, uma partícula alfa precisa ter no mínimo 7,5 MeV para penetrar na camada protetora da pele, a qual tem 0,07 mm de espessura. Já uma partícula beta precisa ter 70 keV para realizar o mesmo percurso (U.S. PHS, 1970). A menos que as fontes de partículas alfa e beta estejam muito próximas à pele, o risco externo que representam é muito baixo. Os raios X e os raios gama representam uma modalidade mais comum de risco externo. Com níveis energéticos específicos, ambas formas de radiação são capazes de penetrar no corpo humano. Por essa razão, nenhum órgão radiosensível está livre dos efeitos adversos destes dois tipos de radiação.

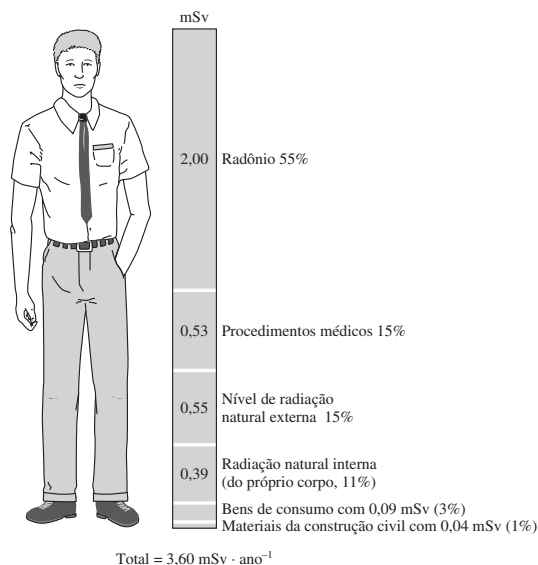
Os materiais radioativos entram no organismo pela via oral, por inalação de ar contaminado com partículas radioativas, ou por absorção dérmica (inclusive em cortes). O perigo associado à ingestão não necessariamente envolve a entrada de grandes quantidades de contaminantes radioativos de uma única vez, mas a acumulação de teores baixos nas mãos, em cigarros, em alimentos e em objetos que possam servir de meio de transporte até a boca.

Qualquer material radioativo que entre no organismo representa um perigo, cujo risco, ou resultado adverso, depende da radiação emitida, da energia associada, da meia-vida física e biológica do material e da radiosensibilidade do órgão em que o isótopo se aloja. Do ponto de vista restrito ao risco aos órgãos internos do corpo humano, os radionuclídeos emissores de partículas alfa e beta são os mais perigosos, já que a radiação específica associada a eles é muito alta. Todavia, os radionuclídeos com meias-vidas intermediárias são os mais críticos, porque combinam dois fatores cruciais: a atividade relativamente alta e a meia-vida suficientemente longa, fatores estes capazes de induzir danos consideráveis. O polônio é um exemplo de radionuclídeo com risco interno elevado. Ele emite partículas alfa de alto poder ionizante, com energia da ordem de 5,3 MeV, e tem meia-vida de 138 anos.

A radiação natural

As pessoas são expostas à radiação natural emitida por fontes cósmicas, terrestres e até internas ao organismo. Os níveis típicos de exposição das gônadas à radiação natural são mostrados na Figura 16-5. A radiação cósmica se origina fora da atmosfera e consiste sobretudo, senão totalmente, de prótons com picos entre 1 GeV e 2 GeV no espectro de energia. Núcleos pesados também estão presentes. O impacto dos raios cósmicos com níveis energéticos elevados induz violentas reações nucleares, nas quais são emitidos um número muito grande de nêutrons, prótons, partículas alfa e outros fragmentos. A maior parte dos nêutrons produzidos por raios cósmicos são desacelerados a níveis energéticos térmicos e, mediante uma reação n, p (nêutron-próton) com o ^{14}N , produzem ^{14}C . O ciclo de vida do carbono-14 é longo o bastante para que ele se misture ao carbono que ocorre na superfície da Terra (o dióxido de carbono, o bicarbonato dissolvido nos oceanos, a matéria orgânica que constitui os seres vivos, etc.). Uma parcela da radiação cósmica penetra na superfície da Terra, contribuindo diretamente com a dose à qual o corpo humano é exposto como um todo. Já a exposição à radiação terrestre tem origem nos 50 radionuclídeos naturais encontrados na crosta do planeta. Destes, o radônio é o constituinte ambiental mais importante no contexto da saúde pública.

FIGURA 16-5 Dose média anual de exposição à radiação por habitante nos Estados Unidos.



O radônio é o produto do decaimento radioativo de seu átomo pai, o rádio. Este elemento é produzido pelo decaimento radiativo de três séries principais (^{235}U , ^{238}U e ^{232}U). Os isótopos do radônio são o ^{222}Rn , o ^{220}Rn e o ^{219}Rn , cujas meias-vidas são 3,8 dias, 55,6 s e 3,92 s, nesta ordem. Devido à maior meia-vida e à grande abundância do átomo pai urânio em materiais geológicos, o ^{222}Rn é o mais comum e, portanto, representa risco ambiental mais expressivo. Uma vez que as meias-vidas do rádio e de seus núclídeos pais é muito alta, as quantidades envolvidas na exposição se mantêm essencialmente constantes ao longo do tempo médio de vida de um indivíduo.

O perigo representado pelo radônio não é inerente ao elemento, mas aos produtos de seu decaimento (^{218}Po , ^{214}Po e ^{214}Bi), os quais incluem átomos eletricamente carregados de metais pesados que aderem com rapidez ao material particulado na atmosfera. Os principais problemas de saúde associados ao radônio decorrem da inalação de produtos do decaimento não aderidos e destes particulados. Tanto estes produtos quanto o material particulado se alojam nos pulmões. À medida que o decaimento prossegue, pequenas quantidades de energia são liberadas na forma de radiação gama e partículas alfa e beta prejudiciais aos tecidos pulmonares e capazes de induzir câncer (Kuennen e Roth, 1989).

O radônio é um gás incolor, inodoro e inerte (na maioria das vezes), tal qual outros gases nobres como o hélio, o neônio, o criptônio e o argônio, por exemplo. Não sofre sorção, hidrólise, oxidação ou precipitação. Logo, ele se movimenta no solo sem a interferência de reações químicas.

A migração do radônio ocorre mediante dois mecanismos: por difusão gasosa nos vazios no solo e por dissolução e transporte em águas subterrâneas. A taxa de difusão ou transporte é função da taxa de produção, da porosidade, dos canais estruturais, do teor de umidade e das condições hidrológicas locais. As rotas de migração definem dois mecanismos de indução de efeitos nos seres humanos. As edificações construídas em áreas com elevada geração estão sujeitas à penetração do gás por aberturas diversas (como drenos e junções estruturais, por exemplo; Tabela 16-3), ou problemas associados ao projeto e à execução ocorridos devido à acomodação da obra no terreno. Além disso, a liberação do radônio é favorecida pela chuva em áreas de captação de água de um aquífero do qual o gás emana. Sabe-se que o aquecimento de água contendo $10.000 \text{ pCi} \cdot \text{L}^{-1}$ ($370 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$), de radônio com agitação libera $1 \text{ pCi} \cdot \text{L}^{-1}$ ($0,037 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$) do gás no ar (Murane e Spears, 1987).

Os raios X

O uso de equipamentos de raios X é feito em aplicações na indústria, na medicina e na pesquisa, os quais representam fontes de exposição em potencial.

TABELA 16-3 Concentração de radônio em ralos e no ar do porão de sete residências

Residência	Concentração do radônio no ralo (pCi · L ⁻¹)	Concentração do radônio no ar do porão (pCi · L ⁻¹)	Relação ralo/porão
1	169,3	2,51	67,5
2	98,4	2,24	43,9
3	91,4	1,43	63,9
4	413,3	1,87	221
5	255,4	3,95	64,7
6	173,4	3,02	57,4
7	52,1	9,63	5,4
	Média 179,0	3,52	

Usos na medicina e na odontologia. Estima-se que entre 300 mil e 400 mil profissionais médicos e técnicos nos Estados Unidos estejam sujeitos à exposição ocupacional à radiação emitida por equipamentos de raios X, além de uma parcela significativa da população. Uma grande parte dos 2,5 milhões de pessoas atendidas pela comunidade médica norte-americana passa por algum procedimento de diagnóstico com raios X.

Usos na indústria. As aplicações industriais dos raios X incluem a radiografia e a fluoroscopia utilizadas para detectar defeitos em peças metálicas fundidas, estruturas e soldas. Essas tecnologias também são empregadas na segurança de aeroportos e na inspeção de bagagens, por exemplo. Estes equipamentos podem resultar na exposição de corpo inteiro de operadores e pessoas que circulem nesses locais.

Usos na pesquisa. Equipamentos de raio X de alta voltagem são muito comuns em laboratórios de pesquisa em universidades e instituições afins. Outros equipamentos de raios X usados em pesquisas incluem as unidades de difração de raios X para análise de cristais, os microscópios eletrônicos e os aceleradores de partículas.

Os radionuclídeos

Radionuclídeos de ocorrência natural. Milhares de becquerels de rádio são usados na medicina. Nesta aplicação, muitas pessoas, como enfermeiros, técnicos, radiologistas e médicos, além dos pacientes, são potencialmente expostos à radiação.

Os eliminadores de estática que utilizam polônio ou rádio como fonte radioativa, são muito usados na indústria. Os setores mais comuns que usam estes equipamentos são a indústria têxtil, de papel, gráficas, de processamento fotográfico e de telefonia e telégrafo.

Radionuclídeos produzidos artificialmente. Nos Estados Unidos, mais de 6 mil universidades, hospitais e laboratórios utilizam radionuclídeos no desenvolvimento de pesquisas nas áreas médica, biológica, industrial, agrícola e científicas, além do uso para diagnósticos e tratamentos médicos. A cada ano, a radioterapia é prescrita como modalidade de tratamento médico para mais de um milhão de pessoas naquele país. A exposição a estes radionuclídeos ocorre em atividades como preparação, manuseio, aplicação e transporte. A exposição a estes materiais em ambientes internos e externos ocorre por conta da contaminação ambiental com resíduos gerados nessas operações.

Operação de reatores nucleares

As fontes de exposição à radiação associadas às operações com reatores nucleares incluem o próprio reator, a ventilação e o resfriamento de resíduos, os procedimentos de remoção e reprocessamento de combustíveis utilizados e resíduos resultantes da fissão, e as operações vinculadas à mineração, ao beneficiamento e à fabricação de combustíveis nucleares.

Os rejeitos radioativos

As principais fontes de rejeitos radioativos são três: os reatores e as unidades de processamento químico, os laboratórios de pesquisa e as instalações médicas. As regulamentações sobre o

manuseio e o descarte de resíduos radioativos são desenvolvidas para minimizar a exposição do público em geral, ainda que prevejam um nível menor de proteção para as pessoas que manuseiam estes rejeitos.

16-5 A PROTEÇÃO CONTRA A RADIAÇÃO*

Os princípios discutidos nesta seção são válidos para todos os tipos de radiação apresentados. Contudo, tais aplicações variam com o tipo, a intensidade e a energia da fonte. Por exemplo, partículas beta resultantes do decaimento de matérias radioativas exigem uma blindagem diferente daquela utilizada para elétrons de alta velocidade emitidos por aceleradores de partículas. O ideal é propiciar proteção adequada, capaz de anular toda a exposição a qualquer tipo de radiação. Na prática, limitações de natureza técnica e econômica resultam em um compromisso de minimização do risco em relação ao benefício obtido. Os critérios de exposição definem os limites acima dos quais os riscos são considerados muito altos.

A redução dos perigos da radiação externa

Três métodos são utilizados para reduzir os perigos associados à exposição a fontes radioativas externas: a distância, a blindagem e a redução do tempo de exposição.

Distância. A distância da fonte de radiação além de ser um fator muito efetivo, é, em muitos casos, o princípio de proteção radiológica mais facilmente aplicável. As partículas beta com nível energético constante têm alcance limitado no ar. Em alguns casos, a distância propiciada pelo uso de dispositivos de manipulação por controle remoto fornecem o nível de proteção adequado.

A lei dos quadrados inversos é válida para calcular a redução da intensidade da radiação gama, nêutrons e raios X. A mesma lei afirma que a intensidade da radiação emitida de uma fonte pontual é inversamente proporcional ao quadrado da distância entre a fonte e o receptor:

$$\frac{I_1}{I_2} = \frac{(R_2)^2}{(R_1)^2} \quad (16-22)$$

onde I_1 e I_2 são as intensidades da radiação nas distâncias R_1 e R_2 em relação à fonte. A equação mostra que, se a distância aumentar três vezes, por exemplo, a radiação cai a um nono do valor inicial. A lei dos quadrados inversos não é aplicável para fontes de natureza longitudinal ou campos de fontes radioativas múltiplas.

Os tubos de raios X atuam como fontes pontuais, o que permite utilizar a lei dos quadrados inversos para calcular a redução da radiação. As fontes de raios gama, tidas como pequenas em comparação com as distâncias envolvidas, também podem ser consideradas pontuais, assim como as fontes de nêutrons em cápsulas.

Blindagem. Um dos métodos mais importantes de proteção contra a radiação é a blindagem, a qual é realizada instalando-se um material absorvedor entre a fonte e a pessoa a ser protegida. A radiação é atenuada no meio absorvedor. Porém, o termo “absorvedor” não implica o fenômeno de absorção tal qual ocorre em uma esponja em contato com a água. No contexto da radiação, a absorção diz respeito à transferência de energia radioativa para os átomos do material no qual a radiação incide. A energia da radiação gama e dos raios X é dissipada mediante efeito fotoelétrico, efeito Compton e produção de pares iônicos.

O **efeito fotoelétrico** pode ou não resultar na dissipação da energia envolvida. O raio X, isto é, o fóton, dissipa toda a sua energia no elétron que orbita o núcleo de um átomo. Este fóton, por ser composto apenas de energia, simplesmente desaparece. A energia transferida ao elétron é energia cinética. Com isso, o nível energético deste elétron aumenta de forma considerável, a ponto de permitir que ele vença a força de atração exercida pelo núcleo. O elétron agora tem condições de deixar o seu orbital, o que ocorre a velocidades muito altas. Forma-se assim um par iônico. O elétron de alta velocidade (o qual é denominado **fotoelétron**) tem energia o bastante

*A discussão apresentada foi baseada em U.S. PHS (1968).

para fazer com que os elétrons de outros átomos sofram o mesmo efeito. A produção de pares iônicos prossegue até o fotoelétron dissipar toda a sua energia.

O **efeito Compton** representa uma maneira de os raios gama ou X dissiparem energia. O raio interage com um elétron em seu orbital. Contudo, apenas parte da energia é transferida a ele (isto é, o raio X ou gama é enfraquecido). O elétron de alta velocidade, que recebe o nome de elétron de Compton, induz a ionização secundária a exemplo do que faz o fotoelétron. O raio X com nível energético menor prossegue dissipando sua energia em outra interação do tipo Compton ou desaparece completamente no efeito fotoelétrico. O aspecto negativo da interação do tipo Compton diz respeito ao fato de a direção do raio X ou gama enfraquecido ser diferente da direção do raio original. Na verdade, o raio com nível energético reduzido normalmente é denominado fóton espalhado. Este conjunto de eventos é chamado de espalhamento Compton, entendido como mecanismo de interação que impele os feixes de fótons em direções distintas, de forma aleatória, permitindo à radiação espalhada contornar anteparas e blindagens, ainda que com menor intensidade.

A produção de pares, terceiro tipo de interação, é muito mais rara do que os efeitos fotoelétrico e Compton. Na verdade, a produção de pares é impossível a menos que a energia dos raios X ou da radiação gama seja de, no mínimo, 1 MeV; na prática, este fenômeno não é relevante se a energia da radiação for menor do que 2 MeV. A **produção de pares** pode ser considerada como a elevação de um elétron de um estado energético negativo para um estado energético positivo. O par é composto de um pósitron e um elétron, o qual resulta da ejeção de um elétron pelo fóton, resultando em um buraco, o pósitron. Se a energia do fóton for maior que 1 MeV, valor necessário para criar duas massas de elétron, ela é compartilhada entre os dois elétrons na forma de energia cinética. Com isso, estes dois elétrons se afastam do átomo, a uma velocidade considerável. O elétron negativo se comporta da maneira convencional, produzindo pares iônicos secundários até dissipar toda a sua energia cinética. O pósitron também induz a ionização secundária, desde que ele esteja em movimento. Porém, quando perde a sua energia e desacelera a ponto de cessar o próprio movimento, o pósitron encontra um elétron negativo livre. As duas partículas se atraem por conta das cargas opostas e, ao entrarem em contato, são aniquiladas, convertendo suas massas em energia pura. Portanto, dois raios gama de 0,51 MeV são formados no local da aniquilação. O destino desses raios gama é a absorção fotoelétrica ou o espalhamento Compton, seguidos da absorção fotoelétrica.

Uma vez que a energia do fóton precisa ser maior do que 1 MeV para permitir a formação de pares, este processo não é um fator importante na absorção dos raios X utilizados na radiografia médica ou odontológica. As energias dos raios X empregados nestas aplicações raramente ultrapassam 0,1 MeV.

O mecanismo que prevalecerá na interação com o material de blindagem é função da energia da radiação e do material absorvedor. O efeito fotoelétrico, o efeito Compton e a formação de pares têm importância mais expressiva quando as energias envolvidas são baixas, intermediárias e altas, respectivamente. A queda no número de fótons de raios X e de raios gama durante a penetração em um material absorvedor é função da energia da radiação, do meio absorvedor usado e da espessura deste. A atenuação obtida é expressa pela Equação 16-23.

$$\frac{dI}{dx} = -uI_0 \quad (16-23)$$

onde dI = redução da radiação

I_0 = radiação incidente

u = constante de proporcionalidade

dx = espessura do material de blindagem

A integração da equação dá:

$$I = I_0 \exp(-ux) \quad (16-24)$$

Esta fórmula é útil no cálculo da intensidade da radiação atrás de uma estrutura de blindagem com espessura x ou da espessura do material necessário para reduzir a intensidade da radiação aos níveis desejados, nos casos em que o fator u é conhecido. Este fator é denominado **coeficiente de absorção linear**, quando x é uma dimensão linear. O valor de u depende da energia da radiação e do meio absorvedor. A relação I/I_0 às vezes é chamada de **transmissão**. Os valores de u determinados experimentalmente e os valores de transmissão para diversos materiais absorvedores e respectivas espessuras são dados em tabelas e figuras publicadas em obras da literatura

especializada (Figuras 16-6 a 16-9 reproduzem os dados de transmissão para algumas situações específicas).

Nos casos em que a radiação a ser atenuada não atende às condições geométricas de feixe estreito ou em que absorvedores espessos são usados, a equação da absorção é:

$$I = BI_0 \exp(-ux) \quad (16-25)$$

onde B é o fator de acúmulo, o qual leva em conta a intensidade crescente da radiação devida ao espalhamento no interior do absorvedor.

Medidas simples de blindagem bastam para atenuar emissões de partículas alfa e beta de radionuclídeos (mas não de aceleradores). A quantidade de blindagem requerida, é, naturalmente, função da energia da partícula. Por exemplo, uma partícula alfa com 10 MeV percorre 1,14 m no ar, ao passo que uma partícula com 1 MeV viaja por 2,28 cm. Assim, qualquer material sólido pode ser utilizado na blindagem contra partículas alfa. As partículas beta também podem ser blindadas sem grandes dificuldades. Por exemplo, uma partícula beta com 1,71 MeV emitida pelo ^{32}P pode ser atenuada em 99,8% com uma barreira de alumínio com 0,25 cm de espessura. Contudo, materiais com número atômico elevado, como muitos metais, por exemplo, não devem ser usados na blindagem contra partículas beta de energia elevada, por conta da produção da **radiação Bremsstrahlung**, isto é, a radiação gerada com a interrupção do deslocamento de outra radiação. As partículas beta são absorvidas por materiais com número atômico alto, mas a energia aprisionada é liberada na forma de raios X. Por essa razão, placas de materiais como o Plexiglas ou a Lucite com espessura entre 6 mm e 12 mm são muito utilizadas para a finalidade.

A maioria dos materiais não é eficiente na absorção de nêutrons rápidos. Portanto, é necessário que estas partículas sejam desaceleradas previamente, para somente então utilizar um dispositivo de blindagem. Uma vez que a maior parte da energia é transferida nas colisões entre partículas de mesma massa, os materiais à base de hidrogênio são os mais eficazes na desacele-

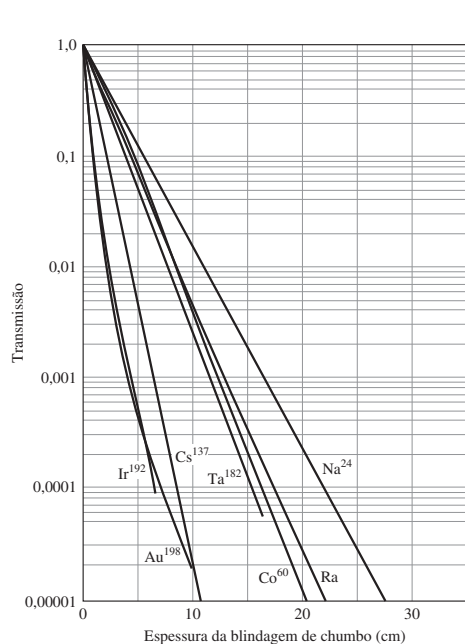


FIGURA 16-6 A transmissão de raios gama emitidos pelos radionuclídeos rádio, cobalto-60, célio-137, ouro-198, irídio-192, tântalo-182 e sódio-24 através de blindagem de chumbo.

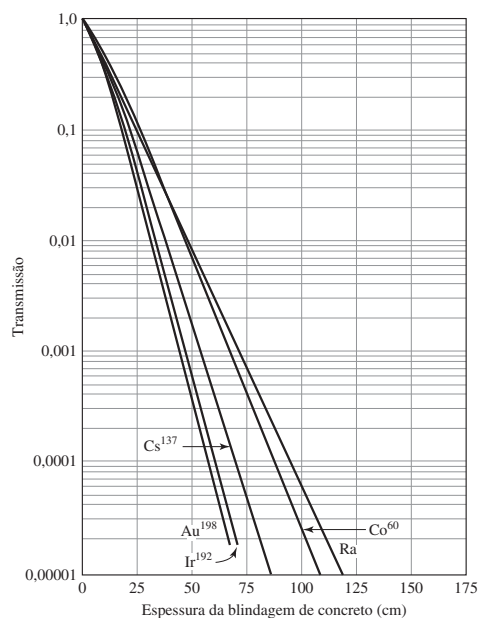


FIGURA 16-7 A transmissão de raios gama emitidos pelos radionuclídeos rádio, cobalto-60, célio-137, ouro-198 e irídio-192, através de blindagem de concreto (massa específica = $2,35 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$).

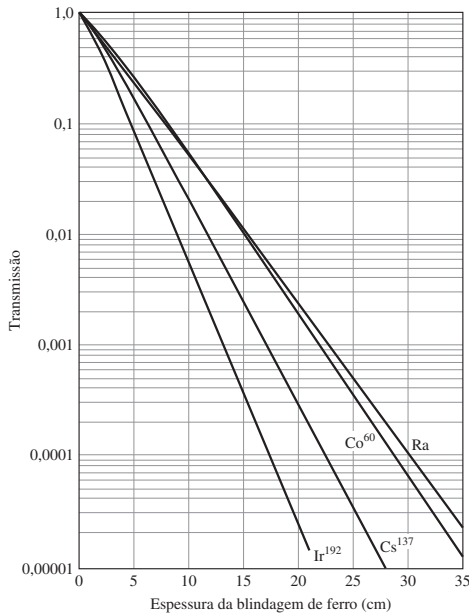


FIGURA 16-8 A transmissão de raios gama emitidos pelos radionuclídeos rádio, cobalto-60, célio-137 e íridio-192 através de blindagem de ferro.

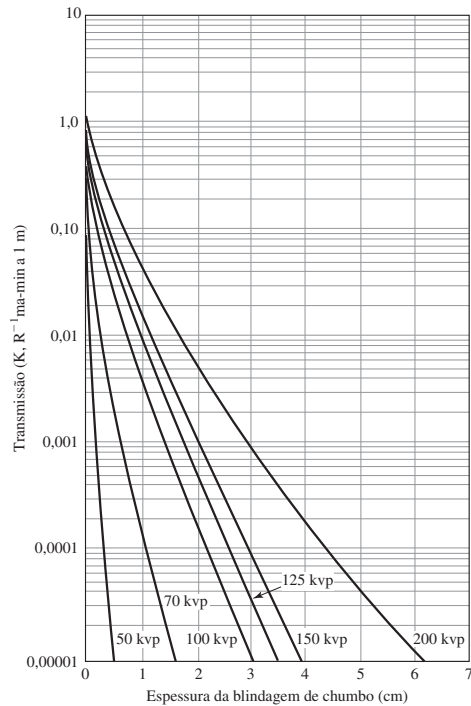


FIGURA 16-9 A transmissão de raios X através de blindagem de chumbo.

ração de nêutrons rápidos. A água, a parafina e o concreto têm teores elevados de hidrogênio e, por esta razão, têm importância especial na blindagem contra nêutrons. Uma vez que a energia destas partículas foi reduzida, elas podem ser absorvidas pelo boro ou pelo cádmio. A captura de um nêutron por um átomo de boro emite uma partícula alfa. Porém, devido ao alcance extremamente curto desta partícula, medidas adicionais não são necessárias. Já a captura de um nêutron por um átomo de cádmio emite radiação gama. Neste caso, o chumbo ou material equivalente deve ser usado. A melhor estratégia de blindagem contra uma fonte de nêutrons em cápsula consiste em uma camada espessa de parafina (para a desaceleração), seguida de uma camada de cádmio (a qual absorve os nêutrons lentos) e uma camada de chumbo (para a absorção de raios gama produzidos pelo cádmio e pela cápsula).

É preciso tomar alguns cuidados no uso de blindagem para reduzir a exposição à radiação. As pessoas posicionadas fora da zona de alcance da blindagem não estão protegidas. Nesse sentido, paredes e divisórias não representam uma blindagem segura. A dose limite à qual são expostas talvez seja menor do que aquela considerada no projeto da blindagem. Uma vez que pode ser espalhada, a radiação tem a capacidade de contornar obstáculos.

O espalhamento ocorre quando a radiação encontra um meio absorvedor em seu percurso. Este meio atua como nova fonte radioativa. Muitas vezes, as paredes, o piso e outros objetos sólidos estão próximos o suficiente a uma fonte de radiação para espalhá-la de forma expressiva. Quando uma fonte pontual emite radiação nessas condições, a lei dos quadrados inversos não é totalmente válida para calcular a intensidade da radiação a determinada distância. A medição da radiação é necessária para determinar a exposição em dado ponto.

Redução do tempo de exposição. Entre as medidas adotadas para minimizar os efeitos negativos da radiação estão a redução do tempo de exposição e o aumento do intervalo entre exposições. A teoria do limiar zero de dano garante que qualquer exposição, independentemente

da duração, pode ser minimizada. Os critérios definidos pela NRC são limites a serem evitados, não metas a serem alcançadas.

Em muitas situações emergenciais é necessário trabalhar em áreas de exposição com doses muito altas. Tais atividades podem ser realizadas limitando-se o tempo total de exposição, de maneira a não exceder o limite médio permitido para um dia baseado na dose segura de 1×10^{-3} Gy (0,1 rad) por semana. Contudo, isso não significa que um trabalhador possa estender esta prática e, com isso, receber mais do que 1×10^{-3} Gy em um período curto. Dito de outro modo, a pessoa que se expõe a uma dose de 1×10^{-3} Gy em um dia e permanece 6 dias sem se expor está seguindo a regra, mas isso não significa que a dose não seja alta. Repetir este ciclo seria inaceitável. De modo geral, situações emergenciais exigem que o trabalho seja realizado por diversas pessoas em regime de alternância, isto é, a tarefa é compartilhada no sentido de evitar que uma pessoa exceda o limite de exposição.

A redução dos riscos da radiação interna

A exposição ocupacional. A prevenção e o controle da contaminação são as maneiras mais eficientes de reduzir os riscos associados à radiação no ambiente de trabalho. O uso de dispositivos de proteção e a adoção de técnicas de manuseio corretas conferem um grau significativo de proteção ao indivíduo. Por exemplo, é possível reduzir a poeira em um ambiente eliminando-se a varrição do piso. Alguns procedimentos laboratoriais devem ser realizados em capela. O ar de exaustão das capelas deve ser filtrado em um filtro de alta eficiência. O filtro deve ser substituído regularmente, com a utilização de um procedimento aprovado. Trajes de proteção são essenciais como medida de prevenção à contaminação da roupa utilizada em ambientes não controlados. Operações de emergência ou atividades que geram poeira exigem o uso de máscaras respiratórias ou equipamentos autônomos de respiração. O consumo de alimentos ou bebidas em áreas de manuseio de materiais radioativos deve ser rigorosamente proibido. O treinamento adequado para o manuseio de materiais radioativos é, talvez, o método mais importante para a redução dos riscos associados à exposição à radiação no ambiente de trabalho.

O radônio. Exceto pela fumaça do cigarro, o radônio encontrado nas residências é o fator de risco mais comum de exposição à radiação interna não ocupacional. Uma vez que o gás se origina sobretudo no solo sob as construções, os esforços de controle são direcionados aos porões ou aos espaços entre a superfície do solo e o piso.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos sugere duas abordagens para o controle do radônio em construções novas: a redução dos pontos de entrada e a diminuição das correntes de ar ascendentes do solo sob a edificação e áreas vizinhas. Os métodos utilizados para controlar as vias de entrada do radônio em uma construção são mostrados na Figura 16-10. A penetração do gás através de estruturas como ralos (ver a Tabela 16-3) e rachaduras no piso, por exemplo, é fator de muita preocupação. Placas de polietileno instaladas sob o piso são muito

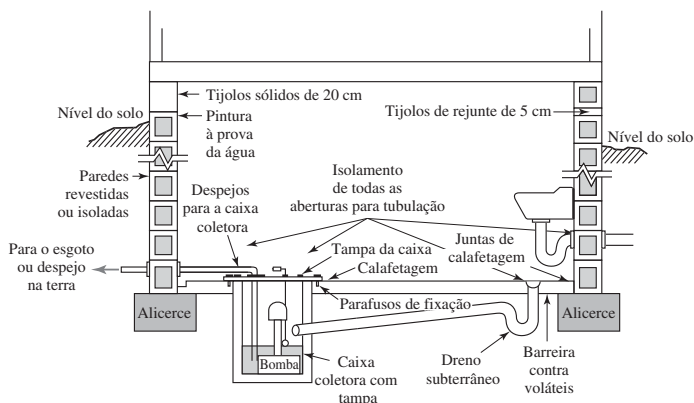


FIGURA 16-10

Algumas técnicas utilizadas para reduzir as portas de entrada do radônio em uma construção.

eficientes para controlar a entrada do gás por rachaduras causadas pela acomodação da construção no terreno. Uma vez que o ar aquecido nos pisos superiores tende a subir, criando uma corrente ascendente, forma-se uma pressão negativa no porão que, por sua vez, favorece a ascensão do radônio pelos vazios do solo sob o alicerce. A Figura 16-11 ilustra algumas técnicas para minimizar o efeito do arraste (Murane e Spears, 1987). Esta condição é bastante específica para as edificações existentes em regiões de clima frio, as quais são projetadas de forma a se tornarem estanque, em função da necessidade de isolamento térmico. Em países de clima tropical, onde as exigências de isolamento são menos rigorosas, com existência de diversas aberturas de portas e janelas, o acúmulo de radônio nos ambientes é menor, em função da renovação do ar.

As soluções propostas para edificações existentes são mais caras e difíceis de implantar. Para piorar, nem sempre tais esforços garantem resultados satisfatórios. As caixas de drenagem instaladas próximas aos pilares de um alicerce devem prever a redução do vácuo junto às principais rotas de entrada dos gases oriundos do solo (isto é, as uniões entre o piso, a parede de fundação e a região do alicerce onde o radônio encontra uma porta de entrada pelos orifícios dos tijolos). Outros esforços incluem a perfuração de orifícios nos pisos e a instalação de um sistema de vácuo sob estes. Vários pontos de sucção (entre três e sete) são necessários para que esta técnica dê resultado (Henschel e Scott, 1987). Um projeto-piloto demonstrou que isolar o alicerce e a paredes erguidas com tijolos foram efetivas. Além disto, um produto especial à base de resina epóxi foi aplicado no piso e nas paredes (Figura 16-12) (Ibach e Gallagher, 1987).

16-6 OS REJEITOS RADIOATIVOS

Os tipos de rejeitos

Não existe uma abordagem única para a classificação de rejeitos radioativos de uma forma quantitativa. Por convenção, esses rejeitos passaram a ser classificados em “níveis”: os **rejeitos de nível alto, intermediário e baixo de atividade**, cuja atividade é medida em curies, milicuries e

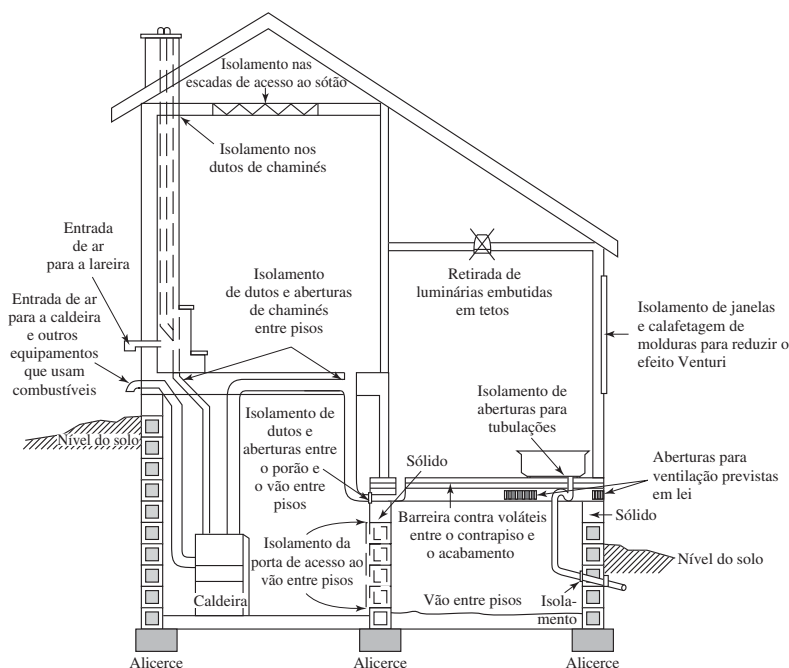


FIGURA 16-11 Os métodos adotados para reduzir o vácuo no interior de edificações.

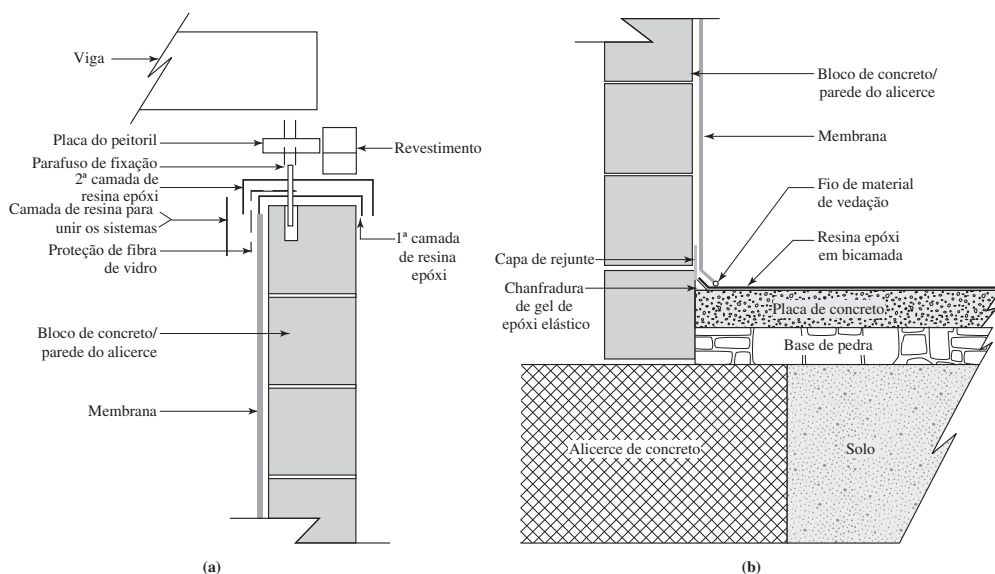


FIGURA 16-12 Revestimentos e isolantes internos para prevenir a infiltração do radônio.

microcuries por litro, respectivamente. Alguns sistemas suprimem a utilização da classe de nível intermediário e utilizam o termo **rejeitos transurânicos**. Entre os rejeitos de alto nível estão os elementos combustíveis irradiados dos reatores nucleares e os materiais resultantes do seu reprocessamento. Os rejeitos transurânicos contêm isótopos localizados acima do urânio na tabela periódica e incluem os subprodutos da obtenção do combustível nuclear, da fabricação de armas e do reprocessamento de combustíveis exauridos. De modo geral, a radioatividade dessas substâncias é baixa, mas elas podem apresentar isótopos de meia-vida longa (maior do que 20 anos). A maior parte dos rejeitos de nível baixo apresentam pouca radioatividade. Muitos dos rejeitos de nível baixo não requerem a utilização de blindagem e podem ser manipulados por contato direto.

Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível alto

Em 2005 existiam cerca de 104 reatores nucleares em funcionamento nos Estados Unidos (EIA, 2005), os quais geram aproximadamente 10 m^3 de combustíveis nucleares exauridos a cada ano. A parcela de produtos de fissão na estrutura dos elementos combustíveis exauridos é relativamente pequena. Perto de $0,1 \text{ m}^3$ dos 10 m^3 de combustíveis exauridos são produtos de fissão, os quais estão uniformemente distribuídos no combustível exaurido e não podem ser facilmente separados. As opções para gerenciamento são (1) armazenar este material por tempo indeterminado na forma em que foi retirado do núcleo do reator, (2) reprocessá-lo para extrair os produtos de fissão e recuperar outros materiais e (3) disposição em repositórios finais ou outra técnica de isolamento.

A Lei dos Rejeitos Nucleares dos Estados Unidos de 1987 estabelece que uma instalação de armazenagem seja construída para armazenar temporariamente os rejeitos radioativos. A NRC especifica os detalhes sobre as especificações do local no Código Federal de Regulamentações (10 CFR 60). As cláusulas mais importantes são resumidas abaixo (Murray, 1989):

1. O projeto e a operação da instalação não podem representar um risco elevado para a saúde e a segurança da população. A dose limite é uma pequena parcela da dose de exposição à radiação natural.
2. O conceito de múltiplas barreiras deve ser utilizado.
3. Um estudo detalhado do local deve ser realizado, contemplando a adequabilidade das características geológicas e hidrológicas.

4. O depósito precisa ser construído em local sob administração federal, distante de centros urbanos e que não possuam recursos de interesse.
5. Os rejeitos de alto nível de radiação devem estar acessíveis por até 50 anos a contar do início das operações.
6. A embalagem do rejeito deve ser projetada considerando-se as consequências na ocorrência de terremotos ou manuseio inadequado.
7. A vida útil da embalagem precisa ser de 300 anos.
8. O tempo de percurso de águas subterrâneas do depósito ao ponto de captação de água para o abastecimento público deve ser de, no mínimo, 1000 anos.
9. A taxa de liberação anual de radionuclídeos precisa ser menor do que um milésimo por cento da quantidade de radioatividade presente 1000 anos após o fechamento do depósito.

A Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos

A Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos (*Waste Isolation Pilot Plant*, WIPP) foi aprovada pelo Congresso dos Estados Unidos em 1979. Após muitas negociações na esfera política, a WIPP foi considerada uma unidade de descarte de rejeitos transurânicos militares, isenta da obrigação de licenciamento pela NRC. Em construção desde 1983, a unidade é formada por 16 km de túneis e dutos construídos a 650 m de profundidade no solo, no sudeste do estado do Novo México. O material geológico local é caracterizado por uma bacia de sal permiano. O projeto da WIPP previa o início de recebimento de rejeitos em 1989, o que não ocorreu, em função de algumas exigências resultantes de uma análise do risco e atendimento a exigências estabelecidas pelo Decreto de Recuperação e Conservação de Recursos dos Estados Unidos (*Resource Conservation and Recovery Act*, RCRA). Ela foi concebida para demonstrar conceitos de projeto e para a realização de experimentos científicos com rejeitos radioativos de alto nível, oriundos de atividades militares, os quais seriam recuperados posteriormente. Muitas dúvidas sobre a geração de gases pelo decaimento radioativo dos rejeitos e os possíveis cenários de contaminação ainda estão sendo estudadas.

Gerenciamento de rejeitos radioativos de nível baixo

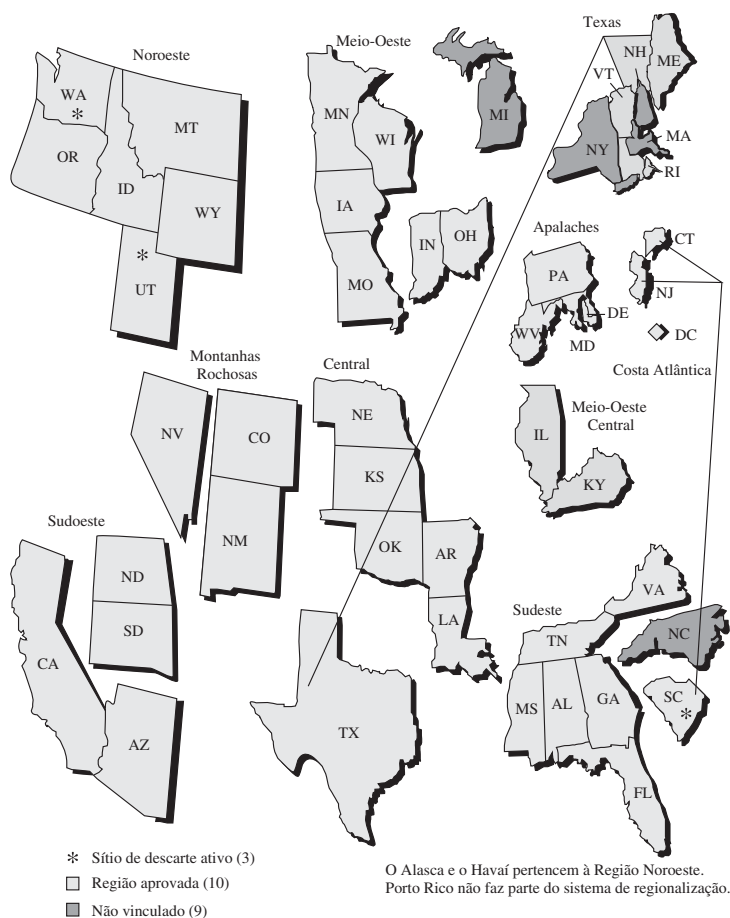
Perspectiva histórica. Entre 1962 e 1971, seis repositórios comerciais para rejeitos radioativos de nível baixo foram licenciados. Destes, três (Maxey Flats no Kentucky, Sheffield no Illinois e West Valley em Nova York) foram fechados devido a problemas similares. As unidades utilizavam valas pouco profundas para a disposição dos rejeitos. Trincheiras com 3 a 6 m de profundidade eram escavadas para a disposição de tambores e contêineres (geralmente de papelão) contendo rejeitos, os quais eram cobertos com o solo removido. Quando a capacidade da trincheira era atingida, ocorria a sua cobertura final com uma camada de solo a qual era semeada com plantas específicas.

A água infiltrava na cobertura e muitos animais construíam suas tocas nesses locais. Os locais com a presença de argila densa foram escolhidos, exatamente, para limitar a passagem dos contaminantes radioativos para o sistema de águas subterrâneas do local. Contudo, este tipo de solo permitiu o acúmulo de água da chuva nas trincheiras, o que acelerou a corrosão dos tambores de rejeito. Em West Valley, quando a elevação do nível de radioatividade no local chamou a atenção das autoridades para este fenômeno, as trincheiras foram escavadas e o líquido acumulado foi bombeado para um córrego próximo. Na mesma época, descobriu-se que os tambores não estavam completamente preenchidos, ou seja, eles estavam entre 30 e 50% vazios. Além disso, como o material usado para preencher espaço entre os tambores também era argila densa, a qual não preenchia de forma adequada os espaços entre os tambores, permitiu que a cobertura das trincheiras cedesse. Estes fatores combinados aumentaram o acúmulo de água da chuva, o que contribuiu para a corrosão e a falha dos tambores.

Estes episódios motivaram uma mudança no modo de pensar sobre como os rejeitos radioativos devem ser gerenciados. Como resultado, em 1980 o Congresso dos Estados Unidos aprovou a uma Política para Rejeitos Radioativos de Nível Baixo. Segundo a legislação, as unidades federativas dos Estados Unidos são responsáveis por disponibilizar capacidade para a disposição dos rejeitos radioativos de nível baixo gerados na sua área de jurisdição, dentro ou fora do estado. Esta Política previu a formação de **consórcios** entre estados, para permitir uma abordagem regional de gerenciamento. A regionalização tal qual configurada em março de 2004 é mostrada na Figura 16-13. Os integrantes dos consórcios estaduais decidem quais instalações



A regionalização dos sistemas de gestão de resíduos radioativos de nível baixo nos Estados Unidos (em março de 2004). Alguns estados em fronteira em comum (como a Nova Inglaterra e o Texas, por exemplo) mas que participam de uma mesma região são conectados por linhas na figura.



são necessárias e quais estados irão receber os rejeitos. Embora o início das atividades de recebimento de resíduos pelos consórcios estava previsto para o ano de 1986, o processo de negociação durou mais tempo do que o planejado e o prazo final foi transferido para depois de 2010. Muitas regiões ainda não selecionaram os locais para o início da construção dos repositórios para a disposição de rejeitos. Em breve, os três locais em uso utilizados para a disposição de rejeitos terão a sua capacidade esgotada, o que exige uma certa urgência para a solução do problema.

A minimização dos rejeitos.* Como qualquer problema associado ao gerenciamento de resíduos tratados neste texto, a primeira etapa na gestão de rejeitos radioativos de nível baixo é minimizar a sua geração. Desde 1980, avanços consideráveis ocorreram no sentido de reduzir os volumes desta classe de rejeitos (Figura 16-14). Vários procedimentos podem ser efetivamente utilizados com esta finalidade.

A separação imediata de rejeitos radioativos sólidos dos não radioativos é a primeira etapa em qualquer programa de redução de volume e de recuperação de radionuclídeos de rejeitos de urânio e transurânicos. A separação realizada na fonte é o principal caminho para propiciar resultados satisfatórios na redução de volume. Nesse sentido, o treinamento das equipes responsáveis pela

*A discussão apresentada foi baseada em NRC (1976).

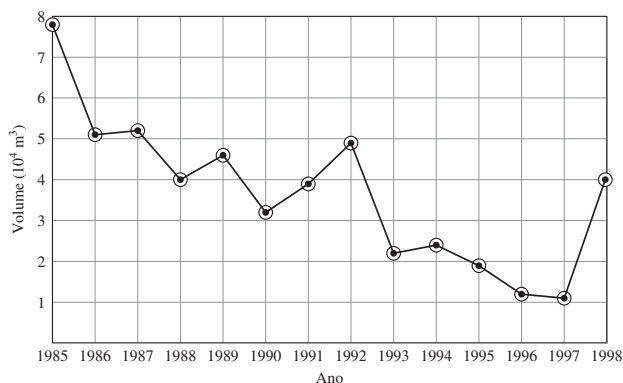


FIGURA 16-14 Os volumes de resíduos radioativos de nível baixo descartados entre 1985 e 1998 nos Estados Unidos.

tarefa é a melhor alternativa. Transferir tal responsabilidade às pessoas encarregadas da gestão de rejeitos desconhecidos em algum ponto subsequente da cadeia de gerenciamento implicaria na exposição a níveis inaceitáveis de radiação por inalação, danos ou exposição do ambiente externo.

Em muitos casos, os materiais suspeitos de serem radioativos são identificados e dispostos como tais, sem serem, necessariamente, radioativos. Muitos dos rejeitos denominados radioativos são enquadrados nesta categoria em função do local de sua origem. De modo geral, a análise para se certificar de que um material é efetivamente radioativo é mais cara do que combinar o material suspeito com o rejeito radioativo de nível baixo devidamente comprovado. Todavia, esta prática faz com que o espaço reservado a materiais radioativos confirmados seja ocupado por resíduos que poderiam ser descartados como resíduo sólido comum. Dito de outro modo, tempo, recursos e esforços são desperdiçados no descarte de resíduos não radioativos em locais especiais para material radioativo.

A hipótese mais aceita em muitos locais para disposição é a de que todo resíduo gerado em laboratório que utiliza materiais radioativos ou radioquímicos deve ser considerado rejeito radioativo. Tais produtos são denominados rejeitos de zonas de radiação ou de áreas contaminadas. Isso significa que resíduos passíveis de serem descartados em um aterro sanitário municipal acabam misturados com os contaminados. Cabe à pessoa que emite a certificação ou que libera o descarte provar que determinado resíduo não é radioativo. Os testes para avaliar os níveis de radiação de um resíduo são demorados e, em muitos casos, não são realizados.

A especificação e a delimitação criteriosa da zona de radiação e de áreas contaminadas são a melhor maneira garantir a redução do volume de rejeitos radioativos. Atualmente, a determinação de tais áreas é muito ampla, realizada de modo a incluir zonas que não ofereceriam risco de exposição à radioatividade, se essas avaliações fossem conduzidas com base em averiguações mais realistas. É o que acontece quando escritórios e áreas administrativas são incluídos como zona de radioatividade. Os resíduos gerados nesses locais não são radioativos, mas são considerados rejeitos radioativos de nível baixo por conveniência. Nos laboratórios em que resíduos radioativos e não radioativos são gerados simultaneamente, a separação na fonte ajuda a reduzir o volume de rejeitos radioativos de baixo nível.

A separação na fonte de resíduos combustíveis ou passíveis de compactação não apenas reduz volumes, como também facilita o manuseio. A separação evita que resíduos incompatíveis com o processo de incineração sejam manipulados no incinerador. Uma vez que a redução de volume em um incinerador é maior do que em um equipamento compactador, quanto maior for a massa de resíduos incineráveis enviada para a queima, mais representativa será a redução dos volumes.

Redução do volume por compactação. Em média, cerca de 50% dos resíduos radioativos sólidos de nível baixo podem ser submetidos à operação de compactação. Três modelos básicos de equipamentos são utilizados para essa finalidade: os compactadores, os enfardadores e os ensacadores.

Os **compactadores** forçam o material no recipiente para transporte e disposição final. Os tambores mais usados para essa finalidade têm cerca de $0,210 \text{ m}^3$ de capacidade. A compactação

permite utilizar o espaço de forma racional. Uma variante do compactador tradicional é o **empacotador**, no qual o material é comprimido em um recipiente reutilizável. Ao chegar ao repositório final, o material é descarregado diretamente, sem qualquer preocupação com a manutenção de seu formato compactado. Contudo, os empacotadores não propiciam uma boa economia de espaço.

Os **enfardadores** comprimem o resíduo em fardos, os quais são embalados ou amarrados com cordas ou fitas adequadas e armazenados, transportados ou dispostos. Estes equipamentos propiciam a redução de volumes a níveis satisfatórios e, portanto, ajudam a economizar espaço.

Os **ensacadores** comprimem o resíduo em formatos predeterminados no interior de sacos, caixas ou tambores antes da armazenagem, do transporte ou da disposição final. A redução de volume alcançada com estes equipamentos não é muito alta.

As três técnicas são adequadas em situações gerais, ou em situações específicas. Infelizmente elas não reduzem a possibilidade de queima durante a armazenagem e apenas alguns materiais são passíveis de compactação, como papel, tecidos, borracha, plásticos, madeira, vidro e pequenos objetos metálicos, por exemplo. Objetos metálicos grandes e rígidos precisam ser retirados da matriz de rejeitos, já que não são compactáveis e podem danificar o contêiner e o equipamento de compactação utilizados. A umidade (livre ou grandes quantidades absorvidas por papel ou tecidos) deve ser evitada, já que, com as altas pressões envolvidas, a água pode ser liberada dos rejeitos de forma violenta, representando um perigo para as equipes de operação. Além disso, materiais corrosivos, pirofóricos e explosivos tanto orgânicos como inorgânicos devem ser retirados dos rejeitos a serem compactados.

Os equipamentos de compactação precisam ser econômicos, confiáveis e de fácil operação. Muitos compactadores comerciais precisam ser modificados de maneira a propiciar o confinamento do ar, ventilação e filtração dos gases e, caso necessário, a blindagem.

Redução de volume por incineração. A redução de volume pelo processo de incineração desperta o interesse de muitos gestores de rejeitos radioativos de nível baixo, sobretudo em regiões nas quais o custo de aquisição da área para disposição é muito elevado. Nessas condições, as vantagens da redução de volume são muito maiores do que os desafios enfrentados. Na Europa, onde a terra é escassa e muito valorizada, a incineração de rejeitos sólidos é prática comum e tem resultados satisfatórios no pré-tratamento que antecede a disposição final.

A incineração permite reduzir os volumes de alguns materiais sólidos combustíveis de forma expressiva, entre 80% e 90%. Esta estimativa é alta, caso seja considerada a presença de rejeitos provenientes do sistema de tratamento de rejeitos gasosos e outros materiais refratários. A redução do volume obtida representa uma economia considerável nas operações de transporte, na área necessária para a disposição final, e no monitoramento de longo prazo. Além disso, o processo de incineração diminui os riscos de incêndios subterrâneos de longa duração. Os problemas associados à queima de matéria orgânica (solventes e resinas de troca iônica, entre outros), e material biológico putrescível (carcaças de animais de teste e excretas, por exemplo), merecem atenção especial. A incineração de rejeitos radioativos precisa ser realizada em condições controladas, para impedir a formação de aerossóis radioativos e deve ser realizada de acordo com as exigências estabelecidas no Decreto de Recuperação e Conservação e pela Comissão para a Regulamentação Nuclear, nos casos em que os rejeitos se insiram no contexto desta lei e sejam radioativos.

Confinamento e gerenciamento de longo prazo

Seleção do local. Uma das preocupações associadas à disposição final de rejeitos radioativos diz respeito à lixiviação e mobilização dos radionuclídeos em decorrência da infiltração de águas superficiais ou subterrâneas no repositório. Os radionuclídeos lixiviados podem ser trazidos de volta à superfície como parte da descarga natural de águas subterrâneas ou pela captação da água em um poço. Devido a esses riscos, as características hidrogeológicas e geoquímicas dos locais considerados para a instalação de um repositório final de rejeitos radioativos devem ser consideradas com cuidado especial.

Os dados hidrogeológicos e geoquímicos necessários durante o processo de escolha de um local para a disposição de rejeitos radioativos incluem (Papadopoulos e Winograd, 1974):

1. Distância da superfície até o lençol freático, inclusive dos mananciais superficiais existentes no local.

2. A distância até os pontos de captação de águas subterrâneas, vertentes naturais ou cursos de água (é necessário fazer o levantamento dos poços e fontes, sobretudo daqueles disponíveis ao público).
3. A relação entre a evaporação total e a precipitação, desconsiderados os volumes de escoamentos superficiais (em base mensal, por um período mínimo de dois anos).
4. O mapa das curvas de nível do lençol freático.
5. A oscilação anual do nível do lençol freático.
6. A análise da estratificação e da estrutura do solo até a base do aquífero confinado mais próximo à superfície.
7. Os dados sobre escoamentos dos cursos de água perenes na área ou adjacentes ao local para disposição final.
8. As características químicas da água nos aquíferos, do solo e do lixiviado das trincheiras de rejeitos.
9. Os valores medidos em laboratório da condutividade hidráulica, da porosidade efetiva e da mineralogia de amostras profundas e superficiais do solo (das trincheiras), para cada litologia das zonas de condutividade hidráulica (até a base do aquífero confinado mais próximo à superfície), que deverão ser obtidas para diferentes níveis de água e tensões.
10. Os valores de umidade devem ser obtidos com um medidor de umidade de nêutrons na zona insaturada em poços especialmente perfurados para esta finalidade (os registros devem ser realizados por um período mínimo de dois anos).
11. Medições locais de tensão da umidade do solo na camada entre 4,5 m e 9 m acima da zona insaturada (os registros devem ser realizados por um período mínimo de dois anos).
12. A distribuição tridimensional da altura da coluna da água em todas as unidades hidroestratigráficas saturadas até a base do aquífero confinado mais próximo à superfície.
13. A realização de testes de bombeamento, volumétrico ou esvaziamento e enchimento para determinar os coeficientes de transmissividade e de armazenagem do aquífero.
14. A definição das áreas destinadas à recarga e à descarga para os aquíferos livres e confinados mais próximos à superfície.
15. Os valores dos coeficientes de dispersividade medidos em campo.
16. A análise em laboratório e em campo do coeficiente de distribuição do movimento de núclídeos críticos em todas as unidades hidroestratigráficas.
17. As taxas de desmatamento e variação da inclinação.

Estes dados são necessários para desenvolver-se uma definição completa da vazão e do transporte de núclídeos tanto na zona saturada como na zona insaturada.

Não é possível imobilizar um contaminante radioativo em um repositório final com eficiência garantida por longos períodos, considerada a escala de tempo geológico, isto é, milhões de anos. Contudo, em alguns ambientes hidrogeológicos é possível manter estes contaminantes abaixo da superfície do solo, longe da população, até decaírem a níveis aceitáveis.

O problema não se limita a garantir o confinamento totalmente eficiente, mas também de assegurar este confinamento por um período mínimo de tempo, ou descrever ou prever o comportamento dos contaminantes radioativos no solo até que o tempo previsto para armazenagem tenha decorrido. Por essa razão, os locais cujas características hidrogeológicas dificultam ou impossibilitam prever tal comportamento não são adequados para a disposição final de rejeitos radioativos.

Do ponto de vista geológico, duas abordagens podem ser adotadas no controle de rejeitos radioativos após a sua disposição final. A mais simples consiste em prevenir que a água atinja o rejeito, eliminando-se a possibilidade de mobilização dos radionúclídeos. Em regiões de clima árido, onde a infiltração é insignificante ou mesmo nula, esta abordagem é implantada sem grandes dificuldades.

Já em regiões de clima úmido, onde a infiltração é uma variável importante, o projeto do repositório final precisa contemplar os esforços necessários para o isolamento do resíduo, medidas estas que devem se estender por centenas de anos. A viabilidade do projeto, da construção e da efetividade de uma estrutura de disposição que atenda a essas exigências precisa ser demonstrada.

A segunda abordagem para o controle de rejeitos radioativos por períodos longos envolve a sua disposição em um ambiente hidrogeológico comprovadamente seguro, independentemente do fato dos contaminantes radioativos poderem ou serem mobilizados no futuro. Comprovar a segurança de tais locais exige a avaliação quantitativa dos fatores que influenciam a mobilidade

destes contaminantes. Esta avaliação esbarra em muitas dificuldades, embora ela seja a única alternativa para o engenheiro ou o cientista ambiental que precisa conceber uma solução para a disposição de rejeitos radioativos em regiões de clima úmido ou onde a infiltração tem o potencial de mobilizar e lixiviar os contaminantes radioativos armazenados.

Além disso, é importante considerar o ambiente biológico e microbiológico no local de disposição. Os microrganismos do solo, as minhocas, os animais que escavam suas tocas no solo e as raízes profundas de muitas espécies vegetais em busca de água e nutrientes (sobretudo em áreas desérticas) retiram componentes de resíduos radioativos enterrados e os transferem para a biosfera. Alguns organismos liberam compostos orgânicos no solo, os quais atuam como agentes complexantes e mobilizam contaminantes que, do contrário, são insolúveis. Outros concentram grandes quantidades de radionuclídeos, alterando drasticamente a distribuição e a disponibilidade bioquímica desses contaminantes.

Critérios para seleção dos locais. Os critérios para seleção de locais para a disposição final de rejeitos radioativos adotados no estado do Michigan ilustram os fatores que precisam ser considerados no processo.

O principal objetivo é evitar a instalação de estruturas para a disposição final de rejeitos radioativos em centros urbanos e locais que resultem em possíveis conflitos com as atividades humanas. O estado do Michigan estabelece uma distância mínima de 1 km e exige a realização de uma estimativa do crescimento populacional na área considerada, crescimento este que não deve afetar os objetivos do monitoramento ambiental relativos à saúde e à segurança das populações.

Áreas no raio de 1,6 km de uma falha geológica onde ocorreram movimentos tectônicos nos últimos 10 mil anos são excluídas da avaliação de locais para disposição final de rejeitos radioativos. A mesma premissa é válida para locais onde a intensidade de terremotos é significativa e a ocorrência de inundações é comum. Eventos como os movimentos de massa, a erosão e fenômenos geológicos afins devem ser considerados como fatores de risco para a integridade das instalações para disposição de rejeitos radioativos.

As áreas nas quais as águas subterrâneas se deslocam mais 30 m em 100 anos ou onde estas atingem um aquífero em menos de 500 anos não são aceitáveis para a instalação de locais para armazenamento de rejeitos radioativos. Regiões sobre aquíferos de fonte única e onde as águas subterrâneas alcançam a superfície a menos de 1 km do local considerado também são excluídas. Toda e qualquer estrutura para disposição de rejeitos radioativos deve ser construída a uma distância mínima de 16 km dos Grandes Lagos.

Os critérios adotados no estado do Michigan estipulam que os meios de transporte mais seguros disponíveis devem ser utilizados. Autoestradas onde ocorrem poucos acidentes e distantes de centros urbanos são as mais indicadas.

O local a ser utilizado não pode estar sujeito a características meteorológicas complexas. Áreas onde possam ocorrer conflitos relativos ao desenvolvimento de recursos devem ser evitadas. O mesmo é válido para áreas sensíveis no contexto ambiental, como regiões úmidas e praias, por exemplo. Regiões para as quais foram aprovados planos de desenvolvimento a contar de 1/1/1988 estão excluídas de qualquer cogitação para a construção de repositórios de rejeitos radioativos.

Estes critérios são extremamente rigorosos. Devido a essas restrições e às implicações associadas à opinião pública contrária a construção de repositórios para rejeitos radioativos, este tema não avançou muito nos Estados Unidos nos últimos anos. Algumas regiões encontraram problemas graves, os quais resultaram na exclusão de um estado. Por exemplo, após ser selecionado como estado-sede de uma região, Michigan foi descredenciado da Região Meio-Oeste por não ter conseguido encontrar um local adequado.

Contudo, algumas regiões incluídas no processo de regionalização de gerenciamento de rejeitos radioativos nos Estados Unidos têm desempenho satisfatório. Estas regiões envolvem o público, as autoridades locais, os agentes reguladores e as entidades geradoras de rejeitos radioativos nos esforços conjuntos para identificar locais, obter o licenciamento, contratar as empreiteiras para as obras necessárias e construir as instalações. Tudo indica que a abordagem mais bem-sucedida consiste na identificação das áreas potenciais para a disposição final de rejeitos radioativos, seguida de uma candidatura voluntária para a construção de um repositório por um ou mais estados onde estas áreas estão localizadas.

Os dois locais utilizados para a disposição de rejeitos radioativos nos Estados Unidos estão localizados em Hanford, no estado de Washington, e Barnwell, na Carolina do Sul. Os repositórios

existentes aceitam rejeitos radioativos de nível baixo oriundos de todo o país. As vantagens econômicas são consideráveis. Em novembro de 2005, o custo total para a disposição de um tambor com $0,210 \text{ m}^3$ de capacidade era cerca de \$3000. Muitas entidades geradoras armazenam estes rejeitos por anos (por exemplo, no Michigan, 55 entidades geradoras retêm os seus rejeitos há mais de 5 anos), e estão dispostas a pagar os preços cobrados por conta da carência de espaço disponível.

REVISÃO DO CAPÍTULO

Realize as tarefas a seguir, sem consultar o texto do capítulo ou suas anotações:

1. Explique o que é um isótopo.
2. Explique por que alguns isótopos são radioativos e outros não.
3. Explique como as partículas alfa e beta e os raios X e gama ocorrem e as diferenças entre estes tipos de radiação.
4. Defina a unidade Becquerel.
5. Explique o processo de fissão em um reator nuclear.
6. Explique como os raios X são produzidos em uma ampola.
7. Defina dose de radiação e as unidades Roentgen, rad, Gy, Sv e rem.
8. Explique os conceitos de efetividade biológica relativa e fator de ponderação do tecido.
9. Descreva o padrão dos efeitos biológicos da radiação.
10. Discuta os fatores determinantes dos efeitos da radiação.
11. Discuta a diferença entre efeitos biológicos agudos e retardados da radiação.
12. Cite três efeitos retardados da exposição à radiação.
13. Defina as doses ocupacional e não ocupacional aceitáveis definidas pela NRC.
14. Explique a diferença entre risco interno e risco externo associado à radiação.
15. Cite um material (e a espessura indicada) que protege contra as radiações alfa e beta.
16. Descreva as fontes de radiação natural.
17. Explique por que o radônio representa um risco e o seu mecanismo de ação.
18. Cite três métodos básicos de redução do risco da radiação externa.
19. Explique como é possível reduzir a exposição ocupacional à radiação interna.
20. Descreva o modo como o radônio entra em uma construção e apresente algumas técnicas utilizadas para inibir o processo.
21. Descreva os três tipos de rejeitos radioativos (nível alto, nível baixo e transurânico).
22. Descreva os métodos para a disposição dos três tipos de rejeitos radioativos.
23. Descreva os métodos para minimização de rejeitos de nível baixo.

Consulte o texto do capítulo ou suas anotações para realizar as seguintes atividades:

1. Determine as partículas emitidas em uma cadeia de decaimento.
2. Determine a atividade de um radioisótopo, conhecendo-se a atividade original e o intervalo de tempo.
3. Calcule a atividade resultante da produção de um radionuclídeo a partir do decaimento de um radionuclídeo pai.
4. Determine o tempo necessário para um radionuclídeo filho atingir a atividade máxima.
5. Utilize a lei dos quadrados inversos para calcular a intensidade da radiação.
6. Avalie se uma combinação de radionuclídeos ultrapassa as concentrações permitidas.
7. Calcule a intensidade da radiação atrás de um material de blindagem ou a espessura deste para reduzir a intensidade da radiação.

EXERCÍCIOS

16-1 Que elementos são representados por $^{40}_{18}\text{X}$ e $^{14}_7\text{X}$?

Resposta: argônio e nitrogênio

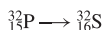
16-2 Que elementos são representados por ^8_4X e $^{238}_{92}\text{X}$?

- 16-3** Determine a partícula emitida na cadeia de decaimento representada por:

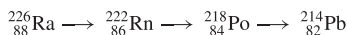


Resposta: partícula beta

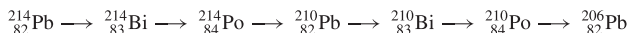
- 16-4** Determine a partícula emitida na cadeia de decaimento representada por:



- 16-5** Determine as partículas emitidas em cada etapa da cadeia de decaimento representada por:



- 16-6** Determine as partículas emitidas em cada etapa da cadeia de decaimento representada por:



- 16-7** Determine as partículas emitidas em cada etapa da cadeia de decaimento representada por:



- 16-8** Demonstre que a destruição de um pósitron e de um elétron libera 1,02 MeV.

- 16-9** Uma solução contendo $0,5 \mu\text{Ci} \cdot \text{L}^{-1}$ de ${}^{32}\text{P}$ deve ser descartada. Quanto tempo o radioisótopo deve ser retido para atender ao critério de radioatividade para descarte?

- 16-10** Um acidente contaminou um laboratório com ${}^{45}\text{Ca}$. O nível de radiação medido é 10 vezes maior do que o permitido. Quanto tempo o laboratório deverá ficar fechado para a radiação atingir o nível máximo aceitável?

- 16-11** Um resíduo hospitalar contendo $100 \mu\text{Ci} \cdot \text{L}^{-1}$ de ${}^{131}\text{I}$ deve ser descartado. Quanto tempo o radioisótopo deve ser retido para atender ao critério de radioatividade para descarte?

- 16-12** Em agosto de 1911, madame Curie preparou uma solução padrão contendo 20,00 mg de RaCl_2 . Qual é o teor de rádio da solução em agosto de 2010?

- 16-13** Qual é a massa de uma amostra contendo $50 \mu\text{Ci}$ de ${}^{131}\text{I}$ puro?

Resposta: $4,04 \times 10^{-10} \text{ g}$

- 16-14** Ao emitir uma partícula alfa, o ${}^{210}\text{Po}$ decai a ${}^{206}\text{Pb}$. Se a meia-vida do ${}^{210}\text{Po}$ é 138,4 dias, qual é o volume de ${}^4\text{He}$ produzido em um ano por 50 Ci de ${}^{210}\text{Po}$? Suponha que o gás esteja nas condições padrão de temperatura e pressão.

- 16-15** Utilize uma planilha eletrônica para calcular e representar a curva de produção do ${}^{222}\text{Rn}$ a partir de uma amostra pura de ${}^{226}\text{Ra}$. Suponha que a quantidade de ${}^{222}\text{Rn}$ na amostra inicial seja nula.

- 16-16** Uma unidade de raios X funciona a 70 kV e 5 mA, produzindo uma intensidade igual a $D R \cdot \text{min}^{-1}$ a 1,0 m da fonte. Qual é a intensidade produzida a 2,0 m da fonte?

- 16-17** Se a fonte de raios X descrita no Exercício 16-16 for posta em operação a 15 mA, qual é a intensidade da radiação a 2,0 m da fonte?

Resposta: 0,75 D

- 16-18** Qual é a espessura (em cm) de uma blindagem de chumbo para ser usada como medida de proteção contra uma fonte de ${}^{60}\text{Co}$, se é preciso reduzir a transmissão em 99,6%?

- 16-19** Qual é a espessura equivalente (em cm) de uma blindagem de concreto capaz de propiciar o mesmo grau de proteção da blindagem de chumbo descrita no Exercício 16-18?

Resposta: ~ 55 cm

- 16-20** Uma parede de concreto com 25 cm de espessura é utilizada como blindagem contra uma fonte de ${}^{60}\text{Co}$. O objetivo é reduzir a transmissão em 99,6%. Qual é a espessura de uma camada de chumbo que deve ser instalada na parede de concreto para conferir a proteção especificada?

- 16-21** Calcule a constante de proporcionalidade (u) para o chumbo utilizado como blindagem contra o ${}^{137}\text{Cs}$.

- 16-22** Calcule a constante de proporcionalidade (u) para o ferro utilizado como blindagem contra o ^{137}Cs .

Resposta: $u = 0,391$

QUESTÕES PARA DISCUSSÃO

- 16-1** Explique por que um artefato arqueológico constituído de madeira ou ossos pode ser datado medindo-se a concentração do carbono-14.
- 16-2** O valor de ponderação do tecido (W_T) para um raio X tirado de um dedo do pé é maior, menor ou igual ao valor observado para o iodo radioativo na tireoide? Explique a sua resposta.
- 16-3** Considere as radiações alfa, beta, gama e X. Qual é a mais perigosa em termos de risco interno? Explique a sua resposta.
- 16-4** Um laboratorista pediu o seu conselho sobre uma blindagem para trabalhar com partículas beta de alta energia. Qual é a sua recomendação?
- 16-5** Você tem a oportunidade de adquirir uma casa antiga, a qual tem um porão dotado de um dreno no piso. Quais medidas devem ser tomadas para impedir a migração do radônio para o interior do porão?
- 16-6** Qual é a condição do local proposto para o descarte de rejeitos radioativos na montanha de Yucca? Quais foram os valores investidos para descobrir se o local era adequado para a finalidade?

REFERÊNCIAS

- CFR (1989) Code of Federal Regulations, 40 CFR 60.
- CFR (2006) Code of Federal Regulations, 40 CFR, part 20.
- Coombe, R. A. (1968) *An Introduction to Radioactivity for Engineers*, Macmillan/St. Martin's Press, New York, pp. 1–37.
- EIA (2005) Energy Information Administration website http://www.eia.doe.gov/cneaf/nuclear/page/nuc_reactors/reactsum.html
- Henschel, D. B., and A. G. Scott (1987) “Testing of Indoor Radon Reduction Techniques in Eastern Pennsylvania: An Update,” *Indoor Radon II, Proceedings of the Second APCA International Specialty Conference, Cherry Hill, NJ*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 146–59.
- Ibach, M. T., and J. H. Gallagher (1987) “Retrofit and Preoccupancy Radon Mitigation Program for Homes,” *Indoor Radon II Proceedings of the Second APCA International Specialty Conference, Cherry Hill, NJ*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 172–82.
- Kuennen, W., and R. C. Roth (1989) “Reduction of Radon Working Level by a Room Air Cleaner,” presented at the 82nd Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, Anaheim, CA, June 1989.
- Murane, D. M., and J. Spears (1987) “Radon Reduction in New Construction,” *Indoor Radon II, Proceedings of the Second APCA International Specialty Conference, Cherry Hill, NJ*, Air Pollution Control Association, Pittsburgh, PA, pp. 183–94.
- Murray, R. L. (1989) *Understanding Radioactive Waste*, Battelle Press, Richland, WA, pp. 137–38.
- NRC (1976) *The Shallow Land Burial of Low-Level Radioactively Contaminated Solid Waste*, National Academy of Science, Washington, DC.
- Papadopoulos, S. S., and I. J. Winograd (1974) *Storage of Low-Level Radioactive Wastes in the Ground: Hydrogeological and Hydrochemical Factors*, U.S. Environmental Protection Agency Report No. 520/3-74-009, Washington, DC.
- U.S. PHS (1968) *Introduction to Medical X-Ray Protection, Training and Manpower Development Program*, U.S. Public Health Service, Rockville, MD.
- U.S. PHS (1970) *Radiological Health Handbook*, PHS Publication No. 2016, U.S. Public Health Service, Rockville, MD, p. 204.
- U.S. NRC (2007) U.S. Nuclear Regulatory Commission, <http://www.nrc.gov/reading-nm/basic-ref/glossary/exposure.html>

Esta página foi deixada em branco intencionalmente.

Apêndice A

As propriedades do ar, da água e de alguns compostos químicos importantes

TABELA A-1 As propriedades físicas da água a 1 atm

Temperatura (°C)	Densidade, ρ (kg · m ⁻³)	Peso específico, γ (kN · m ⁻³)	Viscosidade dinâmica, μ (mPa · s)	Viscosidade cinemática, ν (μm ² · s ⁻¹)
0	999,842	9,805	1,787	1,787
3,98	1000,000	9,807	1,567	1,567
5	999,967	9,807	1,519	1,519
10	999,703	9,804	1,307	1,307
12	999,500	9,802	1,235	1,236
15	999,103	9,798	1,139	1,140
17	998,778	9,795	1,081	1,082
18	998,599	9,793	1,053	1,054
19	998,408	9,791	1,027	1,029
20	998,207	9,789	1,002	1,004
21	997,996	9,787	0,998	1,000
22	997,774	9,785	0,955	0,957
23	997,542	9,783	0,932	0,934
24	997,300	9,781	0,911	0,913
25	997,048	9,778	0,890	0,893
26	996,787	9,775	0,870	0,873
27	996,516	9,773	0,851	0,854
28	996,236	9,770	0,833	0,836
29	995,948	9,767	0,815	0,818
30	995,650	9,764	0,798	0,801
35	994,035	9,749	0,719	0,723
40	992,219	9,731	0,653	0,658
45	990,216	9,711	0,596	0,602
50	988,039	9,690	0,547	0,554
60	983,202	9,642	0,466	0,474
70	977,773	9,589	0,404	0,413
80	971,801	9,530	0,355	0,365
90	965,323	9,467	0,315	0,326
100	958,366	9,399	0,282	0,294

$\text{Pa} \cdot \text{s} = (\text{mPa} \cdot \text{s}) \times 10^{-3}$
 $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1} = (\mu\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}) \times 10^{-6}$

TABELA A-2 Valores de saturação de oxigênio dissolvido em água doce exposta a uma atmosfera saturada contendo 20,9% do gás a 101,325 kPa^a

Temperatura (°C)	Oxigênio dissolvido (mg · L ⁻¹)	Pressão de vapor na saturação (kPa)
0	14,62	0,6108
1	14,23	0,6566
2	13,84	0,7055
3	13,48	0,7575
4	13,13	0,8129
5	12,80	0,8719
6	12,48	0,9347
7	12,17	1,0013
8	11,87	1,0722
9	11,59	1,1474
10	11,33	1,2272
11	11,08	1,3119
12	10,83	1,4017
13	10,60	1,4969
14	10,37	1,5977
15	10,15	1,7044
16	9,95	1,8173
17	9,74	1,9367
18	9,54	2,0630
19	9,35	2,1964
20	9,17	2,3373
21	8,99	2,4861
22	8,83	2,6430
23	8,68	2,8086
24	8,53	2,9831
25	8,38	3,1671
26	8,22	3,3608
27	8,07	3,5649
28	7,92	3,7796
29	7,77	4,0055
30	7,63	4,2430
31	7,51	4,4927
32	7,42	4,7551
33	7,28	5,0307
34	7,17	5,3200
35	7,07	5,6236
36	6,96	5,9422
37	6,86	6,2762
38	6,75	6,6264

^a Para outras pressões barométricas, as solubilidades variam proporcionalmente com as relações entre valores de pressão e as pressões padrão.

Fonte: calculado por G. C. Whipple e M. C. Whipple com base em medidas de C. J. J. Fox, *Journal of the American Society*, vol. 33, p. 362, 1911.

TABELA A-3 A viscosidade do ar seco na pressão aproximada de 100 kPa^a

Temperatura (°C)	Viscosidade dinâmica (μPa · s)	Temperatura (°C)	Viscosidade dinâmica (μPa · s)
0	17,1	55	20,1
5	17,4	60	20,3
10	17,7	65	20,6
15	17,9	70	20,9
20	18,2	75	21,1
25	18,5	80	21,4
30	18,7	85	21,7
35	19,0	90	21,9
40	19,3	95	22,2
45	19,5	100	22,5
50	19,8	150	25,2

$\mu = 17,11 + 0,0536 T + (P/8280)$, onde T é dada em graus Celsius e P é dada em kilopascals.

TABELA A-4 As propriedades do ar nas condições padrão^a

Peso molecular	M	28,97
Constante dos gases	R	$287 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Calor específico na pressão constante	c_p	$1005 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Calor específico no volume constante	c_v	$718 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Densidade	ρ	$1,185 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Viscosidade dinâmica	μ	$1,8515 \times 10^{-5} \text{ Pa} \cdot \text{s}$
Viscosidade cinemática	ν	$1,5624 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Condutividade térmica	k	$0,0257 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Relação do calor específico, c_p/c_v	k	1,3997
Número de Prandtl	Pr	0,720

^a Valores medidos a 101,325 kPa e 298 K.

TABELA A-5 As propriedades da água saturada a 298 K

Peso molecular	M	18,02
Constante dos gases	R	$461,4 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Calor específico	c	$4181 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Número de Prandtl	Pr	6,395
Condutividade térmica	k	$0,604 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

TABELA A-6 Algumas constantes utilizadas com frequência

Pressão atmosférica padrão	P_{atm}	101,325 kPa
Aceleração padrão da gravidade	g	$9,8067 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$
Constante universal dos gases	R_u	$8314,3 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$
Constante de permissividade elétrica	ϵ_0	$8,85 \times 10^{-12} \text{ C} \cdot \text{V}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$
Carga elétrica	q_e	$1,60 \times 10^{-19} \text{ C}$
Constante de Boltzman	k	$1,38 \times 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}^{-1}$

TABELA A-7 As propriedades de alguns compostos orgânicos

Nome	Fórmula	Peso molecular	Densidade (g · mL ⁻¹)	Pressão de vapor (mm Hg)	Constante da lei de Henry (kPa · m ³ · mol ⁻¹)
Acetona	CH ₃ COCH ₃	58,08	0,79	184	0,01
Benzeno	C ₆ H ₆	78,11	0,879	95	0,6
Bromodiclorometano	CHBrCl ₂	163,8	1,971		0,2
Bromofórmio	CHBr ₃	252,75	2,8899	5	0,06
Bromometano	CH ₃ Br	94,94	1,6755	1300	0,5
Tetracloroeto de carbono	CCl ₄	153,82	1,594	90	3
Clorobenzeno	C ₆ H ₅ Cl	112,56	1,107	12	0,4
Clorodibromometano	CHBr ₂ Cl	208,29	2,451	50	0,09
Cloroetano	C ₂ H ₅ Cl	64,52	0,8978	700	0,2
Cloroetileno (cloreto de vinila)	C ₂ H ₃ Cl	62,5	0,912	2550	4
Clorofórmio	CHCl ₃	119,39	1,4892	190	0,4
Clorometano	CH ₃ Cl	50,49	0,9159	3750	1,0
1,2-Dibromoetano	C ₂ H ₂ Br ₂	187,87	2,18	10	0,06
1,2-Diclorobenzeno	1,2-Cl ₂ -C ₆ H ₄	147,01	1,3048	1,5	0,2
1,3-Diclorobenzeno	1,3-Cl ₂ -C ₆ H ₄	147,01	1,2884	2	0,4
1,4-Diclorobenzeno	1,4-Cl ₂ -C ₆ H ₄	147,01	1,2475	0,7	0,2
1,1-Dicloroetileno	CH ₂ =CCl ₂	96,94	1,218	500	15
1,2-Dicloroetano	ClCH ₂ CH ₂ Cl	98,96	1,2351	700	0,1
1,1-Dicloroetano	CH ₃ CHCl ₂	98,96	1,1757	200	0,6
Trans-1,2-Dicloroetileno	CHCl=CHCl	96,94	1,2565	300	0,6
Diclorometano	CH ₂ Cl ₂	84,93	1,327	350	0,3
1,2-Dicloropropano	CH ₃ CHClCH ₂ Cl	112,99	1,1560	50	0,4
Cis-1,3-Dicloropropileno	ClCH ₂ CH=CHCl	110,97	1,217	40	0,2
Etil benzeno	C ₆ H ₅ CH ₂ CH ₃	106,17	0,8670	9	0,8
Formaldeído	HCHO	30,05	0,815		
Hexaclorobenzeno	C ₆ Cl ₆	284,79	1,5691		
Pentaclorofenol	Cl ₅ C ₆ OH	266,34	1,978		
Fenol	C ₆ H ₅ OH	94,11	1,0576		
1,1,2,2-Tetracloroetano	CHCl ₂ CHCl ₂	167,85	1,5953	5	0,05
Tetracloroetileno	Cl ₂ C=CCl ₂	165,83	1,6227	15	3
Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃	92,14	0,8669	28	0,7
1,1,1-Tricloroetano	CH ₃ CCl ₃	133,41	1,3390	100	3,0
1,1,2-Tricloroetano	CH ₂ ClCHCl ₂	133,41	1,4397	25	0,1
Tricloroetileno	ClHC=CCl ₂	131,29	1,476	50	0,9
Cloreto de vinila	H ₂ C=CHCl	62,50	0,9106	2200	50
o-Xileno	1,2-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	106,17	0,8802	6	0,5
m-Xileno	1,3-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	106,17	0,8642	8	0,7
p-Xileno	1,4-(CH ₃) ₂ C ₆ H ₄	106,17	0,8611	8	0,7

Observação: eteno = etileno; cloreto de etila = cloroetano; cloreto de etileno = 1,2-dicloroetano; cloreto de etilideno = 1,1-dicloroetano; metil benzeno = tolueno; cloreto de metila = clorometano; metil clorofórmio = 1,1,1-tricloroetano; cloreto de metileno = diclorometano; tetraclorometano = tetracloroeto de carbono; tribromometano = bromofórmio.

TABELA A-8 Constantes do produto de solubilidade de algumas reações

Equação do equilíbrio	<i>K_{sp}</i> a 25°C	Equação do equilíbrio	<i>K_{sp}</i> a 25°C
AgCl ⇌ Ag ⁺ + Cl ⁻	1,76 × 10 ⁻¹⁰	Fe(OH) ₂ ⇌ Fe ²⁺ + 2OH ⁻	4,79 × 10 ⁻¹⁷
Al(OH) ₃ ⇌ Al ³⁺ + 3OH ⁻	1,26 × 10 ⁻³³	FeS ⇌ Fe ²⁺ + S ²⁻	1,57 × 10 ⁻¹⁹
BaSO ₄ ⇌ Ba ²⁺ + SO ₄ ²⁻	1,05 × 10 ⁻¹⁰	PbCO ₃ ⇌ Pb ²⁺ + CO ₃ ²⁻	1,48 × 10 ⁻¹³
Cd(OH) ₂ ⇌ Cd ²⁺ + 2OH ⁻	5,33 × 10 ⁻¹⁵	Pb(OH) ₂ ⇌ Pb ²⁺ + 2OH ⁻	1,40 × 10 ⁻²⁰
CdS ⇌ Cd ²⁺ + S ²⁻	1,40 × 10 ⁻²⁹	PbS ⇌ Pb ²⁺ + S ²⁻	8,81 × 10 ⁻²⁹
CdCO ₃ ⇌ Cd ²⁺ + CO ₃ ²⁻	6,20 × 10 ⁻¹²	Mg(OH) ₂ ⇌ Mg ²⁺ + 2OH ⁻	1,82 × 10 ⁻¹¹
CaCO ₃ ⇌ Ca ²⁺ + CO ₃ ²⁻	4,95 × 10 ⁻⁹	MgCO ₃ ⇌ Mg ²⁺ + CO ₃ ²⁻	1,15 × 10 ⁻⁵
CaF ₂ ⇌ Ca ²⁺ + 2F ⁻	1,61 × 10 ⁻¹⁰	MnCO ₃ ⇌ Mn ²⁺ + CO ₃ ²⁻	2,23 × 10 ⁻¹¹
Ca(OH) ₂ ⇌ Ca ²⁺ + 2OH ⁻	7,88 × 10 ⁻⁶	Mn(OH) ₂ ⇌ Mn ²⁺ + 2OH ⁻	2,04 × 10 ⁻¹³
Ca ₃ (PO ₄) ₂ ⇌ 3Ca ²⁺ + 2PO ₄ ³⁻	2,02 × 10 ⁻³³	NiCO ₃ ⇌ Ni ²⁺ + CO ₃ ²⁻	1,45 × 10 ⁻⁷
CaSO ₄ ⇌ Ca ²⁺ + SO ₄ ²⁻	3,73 × 10 ⁻⁵	Ni(OH) ₂ ⇌ Ni ²⁺ + 2OH ⁻	5,54 × 10 ⁻¹⁶
Cr(OH) ₃ ⇌ Cr ³⁺ + 3OH ⁻	6,0 × 10 ⁻³¹	NiS ⇌ Ni ²⁺ + S ²⁻	1,08 × 10 ⁻²¹
Cu(OH) ₂ ⇌ Cu ²⁺ + 2OH ⁻	2,0 × 10 ⁻¹⁹	SrCO ₃ ⇌ Sr ²⁺ + CO ₃ ²⁻	5,60 × 10 ⁻¹⁰
CuS ⇌ Cu ²⁺ + S ²⁻	1,28 × 10 ⁻³⁶	Zn(OH) ₂ ⇌ Zn ²⁺ + 2OH ⁻	7,68 × 10 ⁻¹⁷
Fe(OH) ₃ ⇌ Fe ³⁺ + 3OH ⁻	2,67 × 10 ⁻³⁹	ZnS ⇌ Zn ²⁺ + S ²⁻	2,91 × 10 ⁻²⁵
FeCO ₃ ⇌ Fe ²⁺ + CO ₃ ²⁻	3,13 × 10 ⁻¹¹		

TABELA A-9 Valências de alguns elementos e compostos em água

Elemento ou composto	Valência	Elemento ou composto	Valência
Alumínio	3 ⁺	Manganês	2 ⁺
Amônio (NH ₄)	1 ⁺	Níquel	2 ⁺
Bário	2 ⁺	Oxigênio	2 ⁻
Boro	3 ⁺	Nitrogênio	3 ⁺ , 5 ⁺ , 3 ⁻
Cádmio	2 ⁺	Nitrato (NO ₃)	1 ⁻
Cálcio	2 ⁺	Nitrito (NO ₂)	1 ⁻
Carbonato (CO ₃)	2 ⁻	Fósforo	5 ⁺ , 3 ⁻
Dióxido de carbono (CO ₂)	^a	Fosfato (PO ₄)	3 ⁻
Cloreto	1 ⁻	Potássio	1 ⁺
Cromo	3 ⁺ , 6 ⁺	Prata	1 ⁺
Cobre	2 ⁺	Sílica	^b
Fluoreto	1 ⁻	Silicato (SiO ₄)	4 ⁻
Hidrogênio	1 ⁺	Sódio	1 ⁺
Hidróxido (OH)	1 ⁻	Sulfato (SO ₄)	2 ⁻
Ferro	2 ⁺ , 3 ⁺	Sulfeto (S)	2 ⁻
Chumbo	2 ⁺	Zinco	2 ⁺
Magnésio	2 ⁺		

^a Em água, o dióxido de carbono ocorre como ácido carbônico:
CO₂ + H₂O ⇌ H₂CO₃
Por essa razão, o peso equivalente = PMG/2

^b Em água, a sílica é expressa como SiO₂. O peso equivalente é igual ao peso molecular grama.

TABELA A-10 Valores de K_{ow} , solubilidade em água e constante da lei de Henry de compostos orgânicos comuns

Composto	Log K_{ow}	Solubi- lidade em água (mg · L ⁻¹)	K_H (atm · M ⁻¹)	Composto	Log K_{ow}	Solubi- lidade em água (mg · L ⁻¹)	K_H (atm · M ⁻¹)
Dados de Yaws para 25°C				Compostos aromáticos			
Compostos alifáticos halogenados				Naftaleno	3,3	32	0,46 (20°C)
Metanos				Fenantreno	4,46	1,18	
Clorometano	0,91	5900	8,2	Antraceno	4,45	0,053	
Diclorometano	1,25	19,400	2,5	Fluoreno	4,18	1,89	
Clorofórmio	1,97	7500	4,1	Outros compostos aromáticos			
Bromofórmio	2,4	3100	0,59	Clorobenzeno	2,84	390	4,5
Tetracloroeto de carbono	2,83	790	29	1,2-Diclorobenzeno	3,43	92	2,8
Diclorodifluorometano	2,16	18,800	390	1,3-Diclorobenzeno	3,53	123	3,4
Etanos				1,4-Diclorobenzeno	3,44	80	
Cloroetano	1,43	9000	6,9	1,2-4-Triclorobenzeno			3,0
1,1-Dicloroetano	1,79	5000	5,8	Hexaclorobenzeno	5,73	0,0047	
1,2-Dicloroetano	1,48	8700	1,18	Nitrobenzeno	1,85	1940	0,021
1,1,1-Tricloroetano	2,49	1000	22	3-Nitrotolueno	2,45	500	0,075
1,1,2-Tricloroetano	1,89	4400	0,92	Fenol	1,46	80.000	0,00076
Hexacloroetano	3,91	8	25	Dietil ftalato	2,47	1000	0,00014
Etenos				2-Clorofenol	2,15	25.000	0,037
Cloroeto de vinila	1,62	2700	22	3-Clorofenol	2,5	25.000	0,00204
1,1-Dicloroeteno	2,13	3400	23	Dibenzofurano	4,12		
1,2-cis-Dicloroeteno	1,86	3500	7,4	Outros compostos alifáticos			
1,2-trans-Dicloroeteno	2,09	6300	6,7	Metil-terc-butil-éter	0,94	51.000	0,54
Tricloroeteno	2,42	1100	11,6	Metil-etil-cetona	0,29	250.000	0,030
Tetracloroeteno	3,4	150	26,9	Dados de Schnoor et al. para 20°C			
Compostos aromáticos				2-Nitrofenol	1,75	2100	
Hidrocarbonetos				Benzo(a)pireno	6,06	0,0038	0,00049
Benzeno	2,13	1760	5,6	Acroleína	0,01	210.000	0,0038
Tolueno	2,73	540	6,4	Alaclor	2,92	240	
Etilbenzeno	3,15	165	8,1	Atrazina	2,69	33	
Estireno	2,95	322	2,6	Pentaclorofenol	5,04	14	
o-Xileno	3,12	221	4,2	DDT	6,91	0,0055	0,038
m-Xileno	3,2	174	6,8	Lindano	3,72	7,52	0,0048
p-Xileno	3,15	200	6,2	Dieldrin	3,54	0,2	0,0002
1,2,3-Trimetilbenzeno	3,66	36	7,4	2,4-D	1,78	900	0,00000172
1,2,4-Trimetilbenzeno	4,02	35					

Fontes: C. L. Yaws, *Chemical Properties Handbook*, McGraw-Hill, New York, 1999. Schnoor et al., *Processes, Coefficients, and Models for Simulating Toxic Organics and Heavy Metals in Surface Waters*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/ 600/3-87/015, June 1987.

TABELA A-11 Constantes da lei de Henry para alguns gases solúveis em água

Temperatura (°C)	$K_H \times 10^{-4}$ (atm)							
	Ar	N ₂	O ₂	CO ₂	CO	H ₂	H ₂ S	CH ₄
0	4,32	5,29	2,55	0,073	3,52	5,79	0,027	2,24
10	5,49	6,68	3,27	0,104	4,42	6,36	0,037	2,97
20	6,64	8,04	4,01	0,142	5,36	6,83	0,048	3,76
30	7,71	9,24	4,75	0,186	6,20	7,29	0,061	4,49
40	8,70	10,4	5,35	0,233	6,96	7,51	0,075	5,20

Fonte: G. Kiely, *Environmental Engineering*. Copyright 1996 The McGraw-Hill Companies, New York. Reproduzido com permissão.

Créditos

Capítulo 1 Figura 1.1: *Snow on Cholera* (reprint) NY, Hafner Publication Co., 1965; 1.2: Reproduzido com permissão de the Library & Archives Service, London School of Hygiene & Tropical Medicine.

Capítulo 3 Figura 3.4a: © Jeremy Burgess/SPL/Photo Researchers, Inc.; 3.4b: © Don W. Fawcett/Photo Researchers, Inc.; 3.4d: © Science Source/J.D. Litvay/Visuals Unlimited; 3.10b: © Phototake; 3.13c: © R. Bolender & D. Fawcett/Visuals Unlimited; 3.14b: Charles Flickinger, *Journal of Cell Biology* 49:221–226, 1971, Fig. 1 página 224; 3.15a: Daniel S. Friend; 3.15b: Robert D. Terry; 3.16a: © Dr. Donald Fawcett & Dr. Porter/Visuals Unlimited; 3.16b: Herbert W. Israel, Cornell University; 3.22a: © SciMAT/Photo Researchers, Inc.; 3.22b: © Gary Gaugler/Visuals Unlimited; 3.22c: © Dr. Richard Kessel & Dr. Gene Shih/Visuals Unlimited; 3.22d: © Jack Bostrack/Visuals Unlimited; 3.23a: © Stanley L. Erlandsen, University of Minnesota, Minneapolis; 3.23b: © Eye of Science/Photo Researchers, Inc.; 3.23c: © Carolina Biological Supply Company/Phototake; 3.23d: H.D.A Lindquist, U.S. EPA; 3.24b: © Dennis Kunkel/Phototake; 3.24d: © Andrew Syred/Photo Researchers, Inc.; 3.26(ambas): © David Philips/Visuals Unlimited; 3.27a: © Dr. Hans Gelderblom/Visuals Unlimited; 3.27b: © Eye of Science/Photo Researchers, Inc.; 3.27c: © Dr. O. Bradfute/Peter Arnold, Inc.; 3.27d: © K.G. Murti/Visuals Unlimited.

Capítulo 7 Figura 7.1b(ambas): UNEP/GRID-Sioux Falls; 7.36: U.S. Geological Survey.

Capítulo 9 Figura 9.1: © Bettmann/CORBIS; 9.2: © Bettmann/CORBIS; 9.9: Harley Seeley de Instructional Media Center, Michigan State University.

Capítulo 10 Figura 10.14(ambas): Central Coastal Water Authority; 10.15(ambas): Walker Process Equipment; 10.19: Jaeger Products, Inc.

Capítulo 11 Figura 11.1: Special Collections, Cleveland State University Library; 11.13: Harley Seeley de Instructional Media Center, Michigan State University; 11.24: Komline-Sanderson Engineering Corporation.

Capítulo 12 Figura 12.18: U.S. National Park Service.

Capítulo 13 Figura 13.1: © City of Hamilton, 2007; 13.10: Covanta Energy Corp., Inc.

Capítulo 15 Figura 15.5: Larson-Davis, Inc.

Créditos fotográficos

Capítulo 1 Figura 1.3: Snow, J. (1965) and UCLA 2006 <http://www.ph.ucla.edu/ep>. *Snow on Cholera*; 1.4:

Source: Snow, 1965 *Snow on Cholera* and UCLA, 2006. UCLA (2006) <http://www.ph.ucla.edu/epi>

Capítulo 3 Figura 3.25: National Office for Harmful Algal Blooms, Woods Hole Oceanographic Institution.

Capítulo 5 Figura 5.2: Fuller, et al., 2006. U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, IL; 5.4: Fuller, et al., 2006. U.S. EPA Great Lakes National Program Office, Chicago, IL; 5.5: Post, W.M., T.H. Peng, W.R. Emanuel, A.W. King, V.H. Dale, and D.L. DeAngelis (1990). “The Global Carbon Cycle,” *American Scientist* vol. 78, p. 310–26; 5.7: O’Keefe, et al., 2002; 5.8: The Michigan Water Research Center, Central Michigan University; 5.9: Source: VanLoan, and W., Duffy, S.J. *Environmental Chemistry: A Global Perspective*. Oxford University Press, Oxford UK, 2003, p. 345. Reproduzido com permissão; 5.13: Wilensky, U., & Reisman, K. (2006). Thinking like a wolf, a sheep, or a firefly. Learning biology through constructing and testing computational theories. *Cognition and Instruction*, 24(2), 171–209. (figura 2) and Wilensky, U. (1997). NetLogo Wolf Sheep Predation Model. Evanston, IL: Center for Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/models/wolfssheepredation>; 5.14: International Database, U.S. Census Bureau, International Programs Office, Washington, DC, October 2002. <http://www.census.gov/ipc/www/idbpyr.html>; 5.15: International Database, U.S. Census Bureau, International Programs Office, Washington, DC, October 2002; 5.16: United Nations Population Division, 1998; 5.17: Population Division de Department of Economic and Social Affairs de United Nations Secretariat (2002). *World Population Prospects: The 2000 Revision, vol. III, Analytical Report* (United Nations publication, Sales No. E.01.XIII.20); 5.19: U.S. Environmental Protection Agency, 1995; 5.20: WOW. 2004. Water on the Web www.waterontheweb.org—Monitoring Minnesota Lakes on the Internet and Training Water Science Technicians for the Future—A National On-line Curriculum using Advanced Technologies and Real-Time Data. (<http://WaterontheWeb.org>). University of Minnesota-Duluth, Duluth, MN 55812. Authors: Munson, BH, Axler, RP, Hagley CA, Host GE, Merrick G, Richards C; 5.21: Jones, J.R., Buchmann, R.W., “Prediction of Phosphorus and Chlorophyll Levels in Lakes,” *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 48, p. 2176, 1976. Reproduzido com permissão de Water Environment Federation; 5.25: MWRA.

Capítulo 7 Figura 7.1: UNEP/GRID-Arendal (2000); 7.2: Reproduzido com permissão de Montgomery C., *Environmental Engineering*, 6e, 2003. Copyright © 2003 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 7.8: © USGS; 7.9: Oregon State University; 7.10: Southeast Regional Climate Center (SRCC), 2000; 7.11: NOAA, 2007; 7.12: Western Regional Climate Center, 2007; 7.13: South Carolina State Climatology Office, 2007; 7.15: Stevens Water Monitoring Systems, Inc., <http://www.stevenswa>

ter.com; 7.17: Stevens Water Monitoring Systems, Inc., <http://www.stevenswater.com>; 7.18: Wahl, 1995. U.S. Geological Survey Circular 1123, Reston, VA; 7.21: Reproduzido com permissão de Montgomery C., *Environmental Engineering*, 6e, 2003. Copyright © 2003 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 7.29: Geological Survey water supply paper 1662-D, pp. 74; 7.30: U.S. Geological Survey Circular 1186, Denver, CO, pp. 86; 7.32: U.S. Environmental Protection Agency, 1973; 7.33: U.S. Environmental Protection Agency, 1973; 7.34: U.S. Environmental Protection Agency, 2010; 7.35: U.S. Geological Survey, Georgia Water Science Center <http://ga.water.usgs.gov/edu/>.

Capítulo 8 Figura 8.2: Karl, T. R., J. M. Melillo, and T. C. Peterson (2009) *Global Climate Change Impacts in the United States*, U.S. Global Climate Change Research Program, Cambridge University Press, Cambridge, U.K.; 8.3: Reproduzido com permissão de Davis, M.L. and Cornwell, D.A., *Introduction to Environmental Engineering*, 5e, p.968, 2013. Copyright © 2013 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 8.4 e 8.5: Fye, F.K., D.W. Stahle, and E.R. Cook (2003) "Paleoclimatic Analogs to Twentieth-Century Moisture Regimes Across the United States," *Bulletin de American Meteorological Society*, vol. 84, no. 7, pp. 901–909; 8.6: Reproduzido com permissão de Davis, M.L. and Cornwell, D.A., *Introduction to Environmental Engineering*, 5e, p.973, 2013. Copyright © 2013 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 8.7: USGS (2007) USGS Fact Sheet 2007–3029, U.S. Geological Survey, Washington, DC.; 8.8 e 8.9: Reproduzido com permissão de Davis, M.L. and Cornwell, D.A., *Introduction to Environmental Engineering*, 5e, p. 977 and 982 respectively, 2013. Copyright © 2013 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 8.10: Western Resources Advocates (2003) "Smart Water: A Comparative Study of Urban Water Use Efficiency Across the Southwest," Water Resource Advocates, Boulder, CO.; 8.11, 8.12 e 8.13: Reproduzido com permissão de Davis, M.L. and Cornwell, D.A., *Introduction to Environmental Engineering*, 5e, p. 987 and 990, 2013. Copyright © 2013 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 8.16: U.S. Bureau of Mines 1990; 8.21: NRCS, 1997; 8.22 e 8.23: U.S. Department of Agriculture National Resource Conservation Service; 8.24: Wischmeier and Smith, 1978.

Capítulo 9 Figura 9.3 e 9.4: U.S. Geological Survey (USGS); 9.5: Peters et al., 1998; 9.7: U.S. Geological Survey (USGS); 9.19: Reproduzido com permissão de John Wiley & Sons, Inc.; 9.20: National Atmospheric Deposition Program; 9.21: U.S. EPA, 2006; 9.25: Ocean Planet, Smithsonian Institution, 1995.

Capítulo 10 Figura 10.1: City of Philadelphia water dept. May 22, 2007; 10.12: Adaptado de Water Treatment Plant Design, com permissão. Copyright 1969, American Water Works Association; 10.20: Adaptado de Water Treatment Plant Design, com permissão. Copyright 1969, American Water Works Association; 10.22: U.S. Environmental Protection Agency, 2001; 10.23: Remtech Engineers; 10.27: Komline- Sanderson Engineering Corporation; 10.28: U.S. Environmental Protection Agency, 1979; 10.29: U.S. Environmental Protection Agency, 1979.

Capítulo 11 Figura 11.4: Orenco Systems®, Inc.; 11.6: Reproduzido com permissão de Davis, M.L. and Cornwell, D.A., *Introduction to Environmental Engineering*, 3e, p. 360, 1998. Copyright © 1998 The McGraw-Hill Companies, Inc.; 11.15: Pound et al., 1976.

Capítulo 12 Figura 12.3: U.S. Dept. of Health Education and Welfare, Raleigh, N.C., 1970; 12.5: U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP-63; U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 1970; 12.9: J. Hanson and Sato, *Temperature Trends: 2004 Summation*. Reproduzido com permissão; 12.10: Mann and Jones 2003, "Global Surface Temperatures Over the Past Two Millennia", *Geophysical Research Letters*, vol. 30, no. 15, pp. CLM5-1-CLM5-4. Copyright 2003 American Geophysical Union. Reproduced com permissão of American Geophysical Union; 12.12: Anthes, R.A., et al. 1981. *The Atmosphere*, Charles E. Merrill Publishing Co., Columbus, OH, p. 89; 12.16: U.S. Atomic Energy Commission, 1955; 12.21: Turner, D.B. 1967 *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, U.S. Public Health Service Publication No. 999-AP-28; 12.22: Turner, 1967; 12.23: Turner, 1967; 12.34: NCAPC Cincinnati; 12.35: NCAPC Cincinnati; 12.37: Reproduzido com permissão de John Wiley & Sons, Inc.

Capítulo 13 Figura 13.5: U.S. Environmental Protection Agency, 1999; 13.7: U.S. Environmental Protection Agency, 1997; 13.8: U.S. Environmental Protection Agency, 1997; 13.9b: American Ref-Fuel, Inc.; 13.10: Ogden Martin Systems, Inc.; 13.12: Glenn, J. 1999 "State of Garbage in the U.S., 1998" *Biocycle* 40(4): 60–71.

Capítulo 14 Figura 14.5: U.S. Environmental Protection Agency, 1981; 14.11: U.S. Environmental Protection Agency, 1989; 14.13: U.S. Environmental Protection Agency, 2005; 14.15: Reimpresso de Hazmat World, November 1989. Copyright © 1989 EHS Publishing. Reproduzido com permissão.

Capítulo 15 Figura 15.11: U.S. Environmental Protection Agency, 1974; 15.14: U.S. Environmental Protection Agency, 1974; 15.17: U.S. Environmental Protection Agency, 1971; 15.19: U.S. Environmental Protection Agency, 1971; 15.23: U.S. Environmental Protection Agency, 1971; 15.24: U.S. Environmental Protection Agency, 1971; 15.25: U.S. Environmental Protection Agency, 1972; 15.28: Reproduzido com permissão de National Cooperative Highway Research Program Report 174, Washington, DC; 15.29: National Bureau of Standards Handbook, Berendt et al., p. 119, 1976.

Capítulo 16 Figura 16.1: Reimpresso de Coombe, R.A., *An Introduction to Radioactivity for Engineers*, pp. 1–37, Copyright © 1968 MacMillan; 16.5: U.S. Department of Energy; 16.12: Ibach and Gallagher (1987). Retrofit and preoccupation Radon Mitigation Program for Homes, "Indor Radon IL Proceeding de Second APCA International Specialty Conference," Cherry Hill, NJ, Air Pollution Control Association, pp. 172–182.

Índice

- Abafador, controle do ruído, 781-782
- Abiótico(a), 709-710
- Abordagem sistêmica, 11-12
- Abrandamento:
- a carbonato, 469, 475
 - com cal e soda barrilha, 474-477
 - definição, 460
 - e alcalinidade, 469, 470
 - e bicarbonato, 469, 475
 - e dureza carbonatada (DC), 469
 - e dureza não carbonatada (DNC), 475
 - e pH, 474
 - lodo, 501
 - reações, 474-475
 - troca iônica, 477-479
 - unidade de, 459-460
- Absorção:
- coeficiente, radiação, 818-819
 - da radiação ionizante, 806-807, 816-820
 - da radiação solar, 607-608
 - definição, 629
 - e controle da poluição atmosférica, 629-630
 - e controle do ruído, 781-783
- Absorção Diária Crônica (ADC), 240-245
- Absortividade (α), 172
- Acelerador, 800-801
- Acetogênese, 565-566
- Acidez, 73-74
- Acidificação de lagos, ver Chuva ácida
- Ácido carbônico, 70
- Ácido conjugado, 39
- Ácido de Brønsted-Lowry 39
- Ácido desoxirribonucleico (DNA), 91, 93, 96, 105-108, 110-112, 129-130, 237-238, 455, 586-587
- Ácido graxo, 100-101
- Ácido hipocloroso, 490-491
- Ácido ribonucleico (RNA), 91, 93, 96, 129-130, 455
- Ácido tricarbóxico, (TCA), 112-113
- Ácido-base:
- equilíbrio, 51-54
 - reação, 39
- Acidogênese, 564-566
- Ácidos fortes, 51, 52
- Ácidos haloacéticos (AHAs), 488-489
- Ácidos nucleicos, 91, 93
- Ácidos voláteis, 565-566
- Acústica:
- privacidade, 769
 - trauma, 765
- Adensamento do lodo, 562-563
- Adensamento por gravidade, 501, 562-563
- Adiabático(a):
- definição, 579-580
 - gradiente (Γ), 615-616
 - processo, 579
- Adsorção:
- definição, 64-65
 - isoterma, 631
 - no tratamento da água potável, 497
 - no tratamento de efluentes, 554-555
 - para o controle da poluição atmosférica, 630
 - tratamento de resíduos perigosos, 714-715
- Adsorvente, 630
- Adsorvido, 630
- Aerado(a):
- caixa de areia, 526-527
 - lagoa, 549
- Aerobacter aerogenes*, 454
- Aeróbio(a):
- decomposição, 123, 392-393
 - definição, 123, 191-192, 195
 - digestão, 564-565
 - lagoa, 549
 - respiração, 191-192, 195
 - tanque, 549
- Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA):
- critérios de ruído, 776
 - legislação da água potável, 457
- Agente gerador de resíduos perigosos, 697-699
- Agentes precursores, da chuva ácida, 601-602
- Agregados no solo, 359-360
- Água:
- abastecimento, 13-16
 - adutoras, 13-14
 - auditoria de irrigação, 325-326
 - balanço, 258
 - cloração, 6, 8
 - conservação e engenharia verde, 325-326-328
 - consumida na geração de energia, 337
 - consumo, 15-16
 - demanda por, 13-16
 - direito de acesso, 290
 - erosão pluvial, 362-363
 - fungos, 128-129
 - gestão de recursos hídricos, 13-14
 - grau de ionização, 51
 - incentivos à conservação, 325-327
 - lençol freático: aquífero, 274-275
 - definição, 257-258, 274-275
 - suspensão, 274-276
 - precipitação, 14
 - pressão, 13-14
 - propriedades físicas, tabela, Apêndice A
 - qualidade, 133-134
 - nos oceanos, 429-431
 - padrões, 455-459
 - potável, 134-135, 455-459
 - química, 64-76
 - reciclada, 328
 - recuperação, 328
 - reuso, 326-328
 - sistema de distribuição, 13-16
 - sistemas, 13-14
 - unidade de abrandamento, 13-14
 - padrões, 456, 458-457
 - uso, 14-16, 292-293, 337
- Água cinza, 326-327
- Águas subterrâneas:
- abastecimento, 290
 - aquífero, 274
 - características, 458-459
 - contaminação, 433-438
 - definição, 257, 274
 - e aterros sanitários para resíduos perigosos, 700-701
 - e rejeito radioativo, 823-824, 826-827
 - escassez, 318-319, 321
 - monitoramento, 700-701
 - recarga, 274-275
 - remediação, 731-740
 - vazão, 274-275
- Águas superficiais, 13-14, 257, 290, 458-459
- Agudo(a):
- efeitos da radiação, 805-806
 - resíduos perigosos, 693-695
 - toxicidade, 234-235
- Albedo, 606
- Alcalinidade:
- definição, 73-74
 - devida ao bicarbonato, 73-74
 - devida ao carbonato, 73-74
 - e abrandamento, 470, 475
 - e floculação, 462-463
 - em efluentes, 519
 - unidades, 74-75
- Alcanos, 61-62, 600-601
- Alcenos, 61-62, 600-601
- Alcinos, 61-62
- Aldeído, 64, 600-601
- Aldoses, 90-91
- Algas:
- classificação, 126
 - e qualidade da água, 217, 454
 - exigências para o crescimento, 217
 - floração, 127
 - marrons, 126
 - reprodução, 119
 - verdes, 126
 - vermelhas, 126
- Algas laminárias (*kelp*), 429-431
- Alta pressão, na meteorologia, 613-614
- Alternância de gerações, 119
- Altura efetiva da chaminé, 619
- Alumina ativada, 630
- Alumínio:
- como recurso, 348-349, 659-660, 666-667
 - e chuva ácida, 425-426
 - e deterioração das raízes das árvores, 601-602
 - e toxicidade para os peixes, 425-426
 - reciclagem, 664-666
 - sulfato de, 461-462
- Alvéolos, 587-589
- Ambiental:
- ciência, 2
 - ética, 22-23
 - legislação, 19-21, 223
 - responsabilidade, 23
 - sistemas, 11-19
- Ambientes interiores, poluição, 598-601
- Amianto, 581
- Aminoácidos, 93, 96
- Amônia:
- como DBON, 400
 - como nitrogênio, 400
 - como nutriente, 380-381
 - e controle do óxido de nitrogênio, 633-634
 - e decomposição anaeróbia, 565-566
 - e dessulfurização dos gases de combustão, 632
 - e lixiviado de aterros sanitários, 678-679, 681-682
 - e o ciclo do nitrogênio, 198-199
 - e precipitadores eletrostáticos, 637-638
 - oxidação, 400
 - remoção por arraste, 556-558
 - toxicidade para peixes, 418-419
- Amônia anidra, 380-381
- Amortecimento de elementos vibrantes, ruídos, 781-782
- Amplitude de onda, 752
- Anaeróbio(a):
- aterros sanitários, 681-682
 - decomposição, 195
 - definição, 123, 195
 - digestão, 564-566
 - lagoas, 549
 - lagos, 218
 - respiração, 195
 - tanques, 549
- Anáfase, 117-118
- Análise de precipitação pontual, 267
- Anecoico, 776, 778
- Anfipático, 100-101
- Animal:
- dinâmica populacional, 206-210
 - estudos e toxicidade, 238-240
- Animalia*, reino, 120
- Ânion, 34
- Anóxica:
- decomposição, 195
 - definição, 195
 - desnitrificação, 195
- Antibióticos:
- genes de resistência, 382
 - medicamentos, 385-386
- Anticiclone, 613-614

- Antropogênico(a):
CO₂, fontes, 610-611
definição, 592-593, 709-710
- Aparelho respiratório, 587-589
- Apressórios, 126
- Apropriação prévia, 290
- Aquecimento global, 304, 605-614
e as estiagens, 321-322
e as inundações, 308-310
impactos, 610-613
potencial de (GWP), 609-611
Protocolo de Kyoto, 611-612
- Aquiclude, 275-276
- Aquífero:
área de recarga, 274-278
artesiano, 275-278
artesiano jorrante, 279
confinado, 275-276
definição, 274
lençol freático, 274-275
livre, 274-275
propriedades hidráulicas, 280
suspensão, 274-275
- Aquífero de Ogallala, 318-320
- Aquitardos, 275-276
- Aquoso(a), 36-37
- Archaea, superreino, 120-122
- Área de atendimento, 581
- Área de não atendimento, 581
- Área de recarga, 274-278
- Areias betuminosas, 331-332, 337
- Aridez, 313-314, 356-357
- Armazenamento de água, problemas, 258
- Arraste, 708-709
- Arrhenius, 59
- Arsênico, 387-389, 581
- Ascomicetos, 128-129
- Ascos, 128-129
- Asma brônquica e poluição atmosférica, 588-589
- Aspergillus fumigatus*, 129-130
- Aspergilose, 129-130
- Associação para a Gestão do Ar e de Resíduos, 8-9
- Atenuação:
da radiação nuclear, 817-818
de ruídos, 779, 780-785
- Aterro:
altura da cobertura, 685-686
célula, 675-676
cobertura, 684-686
cobertura final, 685-686
coleta de lixo, 679-680
considerações ambientais, 673-676
decomposição aeróbia e anaeróbia em, 681-682
densidade 684-685
desativação, 684-686
escolha do local, 674-675
frente de trabalho, 675-676
gases, 682-683
história, 9-10
lixiviado, 677-678
manta de impermeabilização, 679-681
operação, 675-676
produção de metano, 681-682
projeto, 683-685
resíduo perigoso:
cobertura, 729-730
coleta de lixo, 729-730
desativação, 701-702
escolha do local do aterro, 727-728
manta impermeabilizante de argila, 729-730
poços de monitoramento, 731-732
taxas de compactação, 684-685
volume, 684-685
- Aterro sanitário, 9-10, 676-686
- Atmosfera instável, 614-616
- Atmosfera padrão, 77-78, 615-616
- Atmosférica:
categorias de estabilidade, tabela, 623
dispersão, 619
estabilidade, 614-618
perfil de temperatura, 77-78, 616
química, 77-80
transmissão de ruídos, 779
- Atômico(a):
bomba, 800-801, 811
energia:
e radioatividade na água, 812
fonte de, 800-801
estrutura, 794
número, 33, 794
número de massa, 33, 794
peso, 33
tabela de, na capa interna
unidade de massa (*u*), 33, 794
- ATP, 93, 96, 101, 103, 105, 107-108, 112-113, 168
- Atrazina, 384-385
- Audição:
critérios de dano e risco, 766
faixa de frequência, 761-762
limiar auditivo (HTL), 761-762
mecanismo, 759-762
mecanismo do prejuízo, 762-763
mudança no limiar, 763-764
perda, 762-766
prejuízo, 762-763, 766
proteção, 784-785
- Audiograma, 761-763, 765
- Audiometria, 761-763
- Auditoria sobre resíduos, 706-707
- Autoestradas, veículos e ruído, 772-773
- Automóveis:
controle da evaporação do cárter do motor (*blowby*), 640-641
motor a combustão, 640-641
ruído e perturbação, 772-773
- Autotrófico, 120, 191-192
- Avaliação do ciclo de vida (ACV), 306, 343, 345
- Avaliação preliminar da contaminação por resíduos perigosos, 731-732
- Avaliação quantitativa do risco, 232
- Bacia hidrográfica, 13-14, 260, 261
- Bacilos, 120-121
- Bactérias:
características, 121-123
classificação, 120
crescimento bacteriano, 204-206
em efluentes, 522, 553-554
na água potável, 452-454
- Bacteriófago, 130-132
- Baía de Chesapeake, 221, 381, 429-431
- Baixa pressão, na meteorologia, 613-614
- Balanco de massa:
cinzas, 335
conservador, 153
de nutrientes, 221-222
definição, 142, 143
do enxofre, 595-596
do fósforo, 221-222
e a mineração, 351-352
e as condições da mistura, 151
e curva de depleção do OD, 403
e excesso de lodo, 543
e frasco da DBO, 396-397
e lodo, 499-500,
e o projeto de reatores, 166
em aterro sanitário, 676-677
em sistemas complexos, 145-147
hídrico, 258-260
lixiviado de aterro sanitário, 677-678
processo de lodo ativado, 537-540
resíduos perigosos, 707-708
tanque de equalização, 160-161
volume de controle, 143
- Bandas de oitavas, tabela, 757, 758
- Barras de controle, reator nuclear, 800-801
- Barreiras e painéis para o controle do ruído, 782-784
- Base da função exponencial *e*, definição, 154
- Basidiocarpos, 129-130
- Basidiomicetos, 129-130
- Becquerel (Bq), 797-798
- Bel, 753
- Benzeno, 433-434, 581
- Bernoulli, 4
- Bicarbonato:
alcalinidade, 73-74
definição, 73-74
e ciclo do carbono, 197
sistema tampão, 73-74
ver Tampão
- Bifenilas policloradas (PCBs), 62-63, 135-136, 196-197, 247, 429-431, 693, 725-726
- Bioacumulação, 195
- Bioaerossóis, 600-601
- Biobutanol, 340-341
- Biocombustíveis, 340-342
alquil-ésteres, 340-341
biobutanol, 340-341
biodiesel, 340-341
butanol, 340-341
E85, 340-341
etanol, 340-341
motores *flex*, 340-341
Panicum virgatum, 341-342
- Bioconcentração, 196-197
- Bioensaio, 392-393
- Biológico:
lodo, 560-561
tratamento de esgotos domésticos, 536-553
tratamento de resíduos perigosos, 709-712
zonas em lagos, 215-217
- Bioma, 189-190
- Biomagnificação, 196-197
- Biomassa, 329, 339-340, 538
- Biosfera, 11-12, 189-190
- Biosólidos, 505-506
- Blindagem, radiação, 816-817
- Blowby*, cárter, 640-641
- Bombamento e tratamento, 734-740
- BRE Environmental Assessment Method (BREEAM), 305
- Brisas oceânicas e continentais, 618
- Bromato, 489-490
- Brônquios, 588-589
- Bronquite crônica, 588-589
- Brotamento, reprodução celular por, 119
- BTEX, 433-434
- Budd, William, 4-5
- Burn out*, 669-670
- Caixa preta (no balanço de sistemas complexos), 146
- Caixas de areia, 523-525, 547-548
com fluxo em vórtice, 526-527
com velocidade controlada, 525
de fluxo horizontal, 525
lodo, 560-561
- Cal:
e dessulfurização dos gases de combustão, 632
e hidróxido de cálcio, 474
e pH do solo, 380-381
e remoção do fósforo, 555
e resíduos perigosos, 711-712
extinção, 474
extinta, 711-712
hidratada, 474
viva, 474
- Calciário, 469
- Calcio:
abrandamento, 474, 475
dureza, 469
incrustações, 467-468
- Cálculos de solubilidade, 45-50
- Calha Parshall, 464-465
- Calor:
balanço de, curva de depleção do OD, 404-405
coeficiente de transferência, 173

- como poluente aquático, 389-391
de fusão da água, 168
de vaporização da água, 168
ilhas de, 617-618
tratamento de lodo, 566-567
- Calor de convecção, 171
- Calor latente:
de fusão, 168
de vaporização, 168
- Caloria, definição, 167
- Camada biológica (*Schmutzdecke*), 484
- Camada confinante, 274-276, 284-285
- Câmara de aspersão, 630
- Camarão do Mar Cáspio, 190
- Campos acústicos de uma fonte de ruído, 776, 778
- Canal de Santa Bárbara, 376
- Câncer:
caracterização do risco de, 246-247, 456, 458
dos brônquios (ou do pulmão), 588-589
- Capacidade de campo, 678-679
- Capacidade de suporte, 205, 209
- Capacidade de transporte, do solo, 728-729
- Capacidade de troca iônica, 76
- Capilar:
ação, 274-275
franja, 274-275
- Capsídeo, 129-130
- Cápsula, 101, 103, 111-112
- Características da água potável, 454-455
- Características dos efluentes, 518-521
- Características físicas da água potável, 453, 454
- Carboidrato, 90-91
- Carbonato:
alcalinidade, 73-74
definição, 73-74
e chuva ácida, 425-426
e ciclo de carbono, 197
sistema tampão, 70-74
- Carbonato de cálcio, 469
- alcalinidade, expressa em mg/L, 74-75
- Carbonato de sódio, 474
- Carbono:
adsorção, 497, 553-555, 714-715
ciclo, 120, 197-199
e plantas, 111-113
fonte de, para microrganismos, 191-192
sumidouro, 197
- Carboxihemoglobina (COHb), 589-590
- Carcinogênese, 234-235
- Carnívoros, 192
- Carnot, Sadi, 175
- Carson, Rachel, 4, 188
- Carvalho de carvão ativado, 640-641
- Carvão antracito, 330
- Carvão ativado (vegetal), 497, 630, 714-715
absorvente para o tanque de combustível, 640-641
- Carvão betuminoso, 330
- Catabólico, 112-117
- Cátion:
capacidade de troca (CTC), 728-729
definição, 34
- Cátions polivalentes, 467-468
- cDNA, 455
- Célula:
animal e vegetal, 104-112
brotamento, 119
ciclo, 100-101, 119
cromossomos, 100-101, 119
divisão, 116-117
e energia, 111-115
em aterros sanitários, 675-676
estrutura animal, 104
estrutura dos vegetais, 104
fase de crescimento celular, 116-117
fissão binária, 119
fragmentação, 119
gêmula, 119
interfase, 116-117
meiose, 119
mitose, 119
organelas de eucariotos, 105-110
organelas de plantas, 109-110
organelas de procariotos, 111-112
parede, 104, 110-111
regeneração, 119
reprodução, 116-119
reprodução assexuada, 117-119
reprodução sexuada, 119
respiração, 112-113
zigoto, 119
- Célula a combustível, 342-343
- Células ciliadas, ouvido, 763-764
- Celulose, 91, 93
- Centrifugação, lodo, 502-503
- Centrossomo, 108-110
- CERCLA, 695, 697, 702-703
- Cetona, 90-91, 600-601
- Cetoses, 90-91
- CFCs, 602-603
- CFR, 20-21, 693-695
- Chadwick, 4-5
- Chernobyl, 332-333
- Chezy, 4
- Chumbo:
blindagem, 819
como recurso, 660-661
efeitos na saúde, 589-590
origem e destino, na poluição atmosférica, 593-594
padrões, no ar, 581
- Chuva ácida:
definição, 421-422
deposição, 424
e alumínio, 425-426, 601-602
e COVs, 601-602
e gestão da qualidade da água, 421-428
e nitratos, 601-602
e o sistema tampão carbonato, 425-426
e sulfatos, 601-602
legislação, 427-428
- Cianobactérias, 123, 199
- Ciclagem de nutrientes, 356-358
- Ciclo de Calvin, 112-113
- Ciclo de Krebs, 112-114
- Ciclo do ácido cítrico, 112-113
- Ciclo do enxofre, 120, 202-203, 358
- Ciclone, na meteorologia, 8-9, 613-614
- Ciclotron, 800-801
- Cigarros e poluição em ambientes internos, 599-601
- Ciliados, 125
- Cinética das reações, 46, 56-61, 93, 96
- Cinzas, 334-335, 720-721
- Circuitos de compensação, 755-756
- Cistos, 124
- Citocinese, 117-118
- Citoesqueleto, 104, 107-108
- Citoplasma, 100-101, 104
- Clado, 123
- Clamídia, 123
- Clarificador de contato em fluxo ascendente, 466-467
- Clarificador final,
ver Sedimentador secundário
- Cloração, 6, 8
- Cloração alcalina, 711-712
- Cloração da água, 6, 8, 489-491
- Clorado:
dibenzofuranos (DBF), 719-720
polietileno (PEC), 679-680
resíduo, 709-710
- Cloramidas, 490-491
- Cloreto de hidrogênio, resíduo perigoso, emissão, 723-724
- Cloreto e polivinila (PVC), 679-680
- Cloreto férrico:
como coagulante, 463-464
e remoção do fósforo, 555
- Clorito, 489-490
- Cloro combinado, 490-491
- Clorofila, 111-112, 218, 222
- Clorofluorocarbonos (CFCs), 602-604
- Cloroplasto, 104, 109-112
- Clostridium botulinum*, 132-133
- Coagulação:
auxiliares, 463-464
definição, 480
e alcalinidade, 462-463
e pH, 462-463
estações de tratamento, água potável, 459-460
flocos, 460, 461
- Coagulantes, 459-460
- Cobertura, de aterro sanitário, 675-676
- Cobre, como recurso, 348-349, 659-660
- Coccus, 120-121
- Cóclea, ouvido, 760, 761
- Code of Federal Regulations* (CFR):
definição, 693-695
números de parágrafos, 21
- Codificação, definição, 20-21
- Código de ética, 22-23
- Código de Tratamento de Águas Superficiais (SWTR), 483-484
- Coefficiente de absorção linear da radiação, 818-819
- Coefficiente de armazenamento, 283
- Coefficiente de escoamento:
definição, 262
tabela de valores, 263
- Coefficiente de partição, 76
- Coefficiente de rendimento, 176
- Coefficiente de retardamento (R), 435-436
- Coefficiente de transferência de calor convectivo, 171
- Coefficiente de transferência de calor, 173
- Coefficientes de atividade, 36-37, 47-48
- Coefficientes de temperatura:
constante da velocidade de desoxigenação, 407-408
constante da velocidade de reeração, 406
e constante de velocidade da DBO, 395
- Cogeração de energia e de calor, 343, 345
- Cólera, 4-5, 8-9, 132-133
- Colesterol, 101, 103
- Coleta de água da chuva, 325-326
- Coleta de resíduos sólidos, 659-660
- Coleta inercial, 633-634
- Colorantes ciclônicos, 633-634
- Coliforme(s):
análise de, 455
grupo (de microrganismos), 454
limites aceitáveis, 553-554
termotolerantes, 522, 553-554
- Coloides, 64-67, 460
- Colorado River Compact*, 291-292
- Coluna, de aquífero, 278
- Combustão:
aspectos fundamentais, 668-669
e controle da poluição atmosférica, 631, 671-673
e resíduos perigosos, 719-727
eficiência, 725-726
- Combustão autógena, 669-670, 720-721
- Combustão direta, 631, 632
- Combustão estagiada, 633
- Combustão no motor a jato, 640
- Combustíveis derivados de resíduos sólidos (RDF), 669-670
- Combustível complementar, 669-670
- Cometabolismo, 710-711
- Comissão para a Regulamentação Nuclear dos Estados Unidos (NRC), 811
- Compactadores para rejeitos radioativos, 825-826
- Compensação, circuitos, para a medição de ruídos, 756

- Complexo de Golgi, 104-107
- Compostagem:
- composteiros, 129-130
 - de lodo, 568-569
 - de resíduos sólidos, 658-659, 667-668
- Composto anfótero, 39-40
- Compostos, 32-33
- Compostos aromáticos, 62-63
- Compostos atmosféricos tóxicos, *ver* Poluentes aéreos perigosos
- Compostos de arila, 62-64
- Compostos desreguladores endócrinos (CDEs), 386-388
- Compostos orgânicos refratários, 554-555
- Compostos orgânicos voláteis (COVs), 547-548, 601, 681-682
- Compostos químicos inorgânicos, 33
- Comprimento de onda:
- radiação, 171
 - ruido, 752
- Conceito de TC, 488-489
- Concentração de saturação:
- e equilíbrio, 39, 45-46
 - oxigênio na água, tabela de valores, Apêndice A
- Concentração do eletrólito de fundo, 47
- Concentração molar, 67
- Concentrações máximas permitidas de radionuclídeos, 812
- Condicionamento do lodo no solo, 568
- Condições da mistura, 151
- Condições de cultivo, 321-322
- Condução, calor, 170
- Cone de depressão, 284-287
- Conidíoforos, 128-129
- Conídios, 128-129
- Conjugação, 119
- Conservação:
- de massa e de energia, 142
 - de recursos minerais, 352-356
- Constante de dissociação de ácidos fracos, 53
- Constante de Planck, 171
- Constante de semissaturação (K_s), 535, 538
- Constante de solubilidade, 45-46
- tabela de, 46, Apêndice A
- Constante de Stephan-Boltzmann, 172, 606
- Constante de velocidade:
- DBO, 393
 - de crescimento bacteriano, 533-534
 - de decaimento endógeno (k_d), 535, 538, 540
 - de poluentes atmosféricos, 628
 - de semissaturação, 535
 - definição, 57
 - desoxigenação, 407
 - desoxigenação nitrogenada, 401-402
 - do ar em ambiente interno, 628
 - e ordem de reação, 57
 - e temperatura, 395, 407-408
 - efeito da temperatura, 395, 407-408
 - reaeração, 406
 - tabela de valores, 395
- Constante solar, 606
- Constante universal dos gases, 77-78, Apêndice A
- Constantes de crescimento bacteriano, tabela de, 540
- Consumidores:
- primários, 192
 - secundários, 192
- Consumidores de energia, 335
- Consumo de água diário médio, 15-16
- Consumo não registrado, 326-327
- Contagiosa (doença), 132-133
- Contaminantes de fase líquida não aquosa (NAPLs), 434-436, 734-735
- Contator biológico rotativo, 551
- Contrafluxo, 630
- Controle da corrosão, 459-460
- Controle da poluição com base nas necessidades do mercado de atuação de empresas, 602-603
- Convencional:
- estação de tratamento de água potável, 459-460
 - incineração, 669-670
 - poluentes aquáticos, 519
- Cor (da água potável), 454
- Corpo negro:
- a Terra como, 606
 - definição, 171
 - o Sol como, 607-608
 - radiação, 171
 - taxa de emissão, 172
- Cotransporte, 101, 103, 105
- Crescimento exponencial:
- curva da fase logarítmica de crescimento, 205
 - população humana, 210
- Crescimento vegetal, 355-356
- Críticos de dano e risco, ruído, 766
- Críticos válidos ou relevantes e apropriados, para resíduos perigosos, 704-705
- Cromatina, 105-106
- Cromossomos, 100-101, 119
- Cryptosporidium*, 125, 382, 390-391, 460, 484, 486-488, 492-493, 496
- CSTR, 159, 160-163
- Cultivo conservacionista, 362-363
- Culturas agrícolas:
- crescimento, 359-360
 - rotação de culturas, 360-361
 - terras utilizadas, 356-357
- Culturas mistas, 205-206
- Culturas puras, 205
- Curie, 797-798
- Curva de crescimento logarítmico, de bactérias, 204, 205
- Curva de depleção do OD:
- balanço de massa, 403-405
 - déficit, 402
 - déficit crítico (D_c), 411
 - e DBO nitrogenada, 416-417
 - equação da, 408-409
 - figuras, 402
 - na estratégia de gestão de cursos de água, 412-416
 - ponto crítico, 402, 410
 - ponto de descarga, 403
 - tempo de percurso, 402, 408-409
- Curva de distribuição cumulativa, ruído, 770
- Curva dose-resposta, 234-238, 805-807
- Curvas de descarga, 273
- Curvas de Fletcher-Munson, 761-762
- Dano causado pelo flúor, 587-588
- DBO final (L), 393
- DBO final no ponto da mistura, 404
- DBO nitrogenada final (L_n), 416-417
- DBOC, 400, 521
- DBON, 400
- DDT, 135-136, 188, 190, 196-197, 709-711
- Decantador, definição, 479
- Ver também* Sedimentadores secundários; Sedimentador; Lagoa de sedimentação
- Decibel (dB), 753-754
- Decompositores, 192
- Defeito de massa, 794-795
- Déficit:
- curva de depleção do OD, 402
 - de oxigênio, 405
- Déficit crítico (D_c), 411, 412
- Déficit inicial (D_i), 405
- Dejetos animais, como fertilizante, 357-361
- Demanda bentônica, 403
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO):
- balanço de massa, 396-397
 - carbonácea (DBOC), 400
 - constante de velocidade (k), 393
 - definição, 392-393
 - e concentração dos efluentes, 519
 - e demanda de oxigênio, 545
 - e DQO, 392-393, 518
 - e lixiviado de aterros sanitários, 680-681
 - e microrganismos, 396
 - e relação do fósforo, 546-547
 - e relação do nitrogênio, 546-547
 - e sólidos suspensos, 553-555
 - e tamanho da amostra, 396-397
 - e temperatura, 395
 - fator de diluição, 396-397
 - final, 393
 - frascos, 396
 - nitrogenada (DBON), 400
 - remoção, eficiência, 523-525
 - residual, 545, 553-555
 - sobrenadante do digestor, 565-566
 - tabela de valores, 395
 - teste, 392-393
- Demanda de água:
- definição, 13-14
 - média, 15-16
 - pico, 15-16
- Demanda energética de eletrodomésticos, 345-346
- Demanda teórica de oxigênio (DTO), 391-393
- Dendrocronológico, registro, 314-315
- Densidade mássica, 64
- Departamento de Estradas de Rodagem dos Estados Unidos (FHA), 773, 774
- Departamento de Habitação e Urbanismo dos Estados Unidos (HUD), 775
- Departamento de Saúde e Segurança Ocupacional dos Estados Unidos (OSHA), 759
- Deposição ácida, 424
- Derramamento de petróleo, 431-432
- Desalogenação redutora, 709-710
- Descarga (vazão), 273
- Descarte de lodo em aterro sanitário, 505-506
- Descarte e reciclagem der garrafas, 660-661
- Descarte final do lodo, 568-569
- Descarte para a recuperação de áreas degradadas, 568-569
- Descloração, 553-554
- Desenvolvimento de baixo impacto (DBI), 295
- Desestratificação (mistura), de lagos, 214-215
- Desinfecção:
- água potável, 459-460
 - cinética, 487-488
 - critérios, 486-488
 - efluentes, 553-554
 - subprodutos, 488-490
- Desmaterialização, 353
- Desnaturação, 93, 96
- Desnitrificação:
- decomposição anóxica, 195, 198-199
 - e controle do nitrogênio, 557-558
- Dessulfurização, 632-633
- Destilação, definição, 64-65
- Detritos sólidos, 525
- Deutério, 794
- Deuteromicetos, 129-130
- Diatomáceas, 126
- Difusão, 101, 103, 105
- Difusores, 536
- Digestão, estabilização do lodo, 564-566
- Digestor, 565-566
- Dinâmica das populações humanas, 210
- Dinoflagelados, 126
- Dióxido de carbono:
- como fonte de carbono, 191-192
 - como receptor de elétrons, 195
 - composição da atmosfera, 77
 - e abrandamento, 474

- e chuva ácida, 421-422
e efeito estufa, 609-611, 662-664
e o ciclo do carbono, 197
e sistema tampão carbonato, 69
emissões, 340-341, 584, 584-586
umidouro, 197-198
- Dióxido de cloro, 489-492
- Dióxido de nitrogênio:
e chuva ácida, 601-602
e formação do ozônio, 639
e incineradores, 671-672
e poluição em ambientes interiores, 599-600
efeitos na saúde, 590-591
emissões, 593-594
emissões e mistura ar-combustível, 640
origem e destino, 593-594
padrões, 581, 593-594
tecnologias de controle, 8-9, 633-634
- Dioxinas, 672-673, 692
- Diplo-, 121-122
- Diploide, 119
- Diretividade do ruído, 776, 778
- Diretório dos Estados Unidos:
definição, 20-21
tabela de parágrafos e seções, 21
- Diretrizes para a Economia Média de Combustíveis na Indústria (CAFE), 348, 584-586
- Dispersão, 207
- Dispersão de poluentes atmosféricos, 619-626
coeficientes, 622-624
- Dispersão gaussiana, 619-621
- Dissociação, constante da água, 51
de ácidos fracos, 52-54
definição, 51
tabela de constantes, 52, 53
- Dissolução, 44, 45-46
- Distribuição:
obras de, 13-14
sistema de, 13-14
- Distribuição de compostos hidrofóbicos em tecidos, 195
- DNA, 91, 93, 96, 105-108, 110-112, 129-130
- DNAPL, 435-436
- DNC (dureza não carbonatada), 469
- Doador de elétrons, 191-192
- Doença respiratória crônica, 588-590
- Doença transmissível, 132-133
- Doenças transmitidas pela água:
e desinfecção, 452-453, 486-487
febre tifóide, 4-5, 452-453
infecções, 133-134
- Donora, Pensilvânia, 578, 591-592
- Dose:
definição, 234-235, 490
radiação, 803-804, 814
- Dose de referência (DR), toxicidade, 238-240, 246
- Drenagem ácida de minas (DAM), 332-333
- Dupla hélice, 91, 93
- Dupuit, 287
- Dureza:
carbonatada (DC), 469, 470, 475
cátions polivalentes, 467-468
definição, 467-468
e unidade de abrandamento, 459-460
formação, 469
gráfico de barras, 469, 470
não carbonatada (DNC), 470, 475
permanente, 470
precipitação de, 475
temporária, 470
total (TT), 470
- Dust bowl, 314-316
- e*, exponencial, 154
- E85, 340-341
- Ecologia, 188
- Ecossistema, 188-190
- "EDR dos quatro 9" de resíduos perigosos, 720-721
- Efeito Compton, radiação, 817-818
- Efeito Coriolis, 613-614
- Efeito corona, precipitadores eletrostáticos, 637-638
- Efeito do íon comum, 49-51
- Efeito do sedimento no decaimento do OD, 403, 416-417
- Efeito dos vales na meteorologia, 619
- Efeito fotoelétrico, radiação, 816-817
- Efeitos auditivos do ruído, 759
- Efeitos genéticos da radiação, 810-811
- Efeitos geológicos da mineração, 352
- Efeitos retardados da radiação, 805-806
- Efetividade biológica relativa, 804-805
- Eficiência:
combustão, 725-726
conversão de nutrientes em energia, 192-195
definição, 148, 175-176
térmica, 175
- Eficiência na destruição e remoção (EDR), 720-721
- Efluente:
características, 518-521
DBO(S), 522
desinfecção, 553-554
despejos, 16-17
domésticos, 16, 519
filtro de areia, 566-567
industriais, 519-521
limitações, 522
lodo, 560-561
microbiologia, 533-535
municipais, 16
sólidos suspensos (X_c), 522, 538
tanques de equalização, 523-532
temperatura, 518
tratamento, 6, 8-9, 15-16, 134-135
- Einstein, Albert, 142
- Elétron-volt (eV), 794-795
- Elétron, 33
- Eletronegatividade, 34, 34-35
- Elevação, de aterros sanitários, 675-677
- Emenda sobre Resíduos Sólidos e Perigosos (HSWA), 695, 697
- Emissários de esgoto pluvial, 16, 146, 151-152
- Emissividade (ϵ), 171
- Emissões de hidrocarbonetos e mistura ar-combustível, 640
- Enchentes, 307-308
- Endocitose, 101, 103, 105
- Endocitose mediada por receptores, 105-106
- Endotoxinas, 132-133
- Energia:
armazenagem em plantas, 90-91, 111-112
armazenagem nas células, 90-91, 112-114
armazenagem no solo, 355-356
balanço, 166-176, 605-608
biocombustíveis, 339-340-341-342
biomassa, 192, 339-342
célula a combustível, 342-343
conservação, 343, 345-349
consumo, 329
conversão, realizada pelos animais, 192-195
de resíduos sólidos, 669-670
definição, 166
e ruído, 750, 771
eólica, 341-342
fitoplâncton, conversão do, 195
fluxo, 360-361, 606
fotovoltaica, 341-342
geração dispersada, consumidores de, 335
hidroelétrica, 338-340
impactos ambientais:
de extração, 332-335
de mineração, 332-335
luminosa e fotossíntese, 111-112
microrganismos, como fonte de, 191-192
nuclear, 331-333
reservas, 329-332
solar, 341-342
transportador, metabolismo bacteriano, 101, 103, 105, 107-108, 112-113
- Energia de ligação 794-795
- Energia interna, 167
- Energia livre de Gibbs, 45-46
- Enfardadores para rejeitos radioativos, 825-826
- Enfisema, 588-589
- Enfisema pulmonar, 588-589
- Engenharia ambiental, definição, 3
- Engenharia, definição, 2
- Engenharia verde:
definição, 305
e a conservação da água, 324-326
e as estiações, 322-328
- e as inundações, 310-311
e gerenciamento de resíduos sólidos, 660-661
e o abastecimento de água, 348-349
e o funcionamento de edificações, 348
e o projeto de edificações, 343, 345-348, 660-661
e o setor de transportes, 348
e o tratamento de efluentes, 348-349
- Ensacadores para rejeitos radioativos, 825-826
- Entalhe de alta frequência, 765
- Entalpia:
de fusão, 168
de vaporização, 168
definição, 167
- Entameba histolytica*, 124
- Entropia, 175
- Envelope viral, 130-132
- Enzimas, 93, 96, 112-113
- Epilímio, 200-201, 214, 215
- Episódio, de poluição atmosférica, 591-592
- Equação de Dalton, 268
- Equação de Horton, 270-271
- Equação de Michaelis-Menton, 98
- Equação de Monod, 533-534, 537
- Equação universal de perda de solo (EUPS), 362-364
- Equalização da temperatura, carburador, 640-641
- Equilíbrio:
as condições da mistura, 151
constante de, 44
gás/liquido, 54-56
químico, 44-54
- Equilíbrio dinâmico de microrganismos, 206
- Equilíbrio secular, 799-800
- Erosão, 360-361-362-363
- Escherichia coli*, 130-132, 450-451, 454, 455, 522
- Escoamento subsuperficial, 257
- Escoamento superficial, 257, 258, 558-560
- Escoamento transiente, 284-285
- Escoamentos agrícolas e qualidade da água, 421-422
- Escoamentos de retorno, 559-560
- Escoamentos superficiais diretos, 257
- Escoamentos urbanos, 379-380
- Escolha do local:
disposição de rejeitos radioativos, 826-829
para aterro sanitário de resíduos sólidos municipais, 674-675
para descarte de resíduos perigosos, 727-729
- Esgoto:
bruto, 518-519
doméstico, 16
industrial, 519
lagoa, 154
séptico, 518
vazão, 16

- Esgotos combinados, 16-17, 379-380
- Espécies exóticas, 190, 429-431
- Específico(a):
atividade, 798-799
calor, 167
tabela de, 168
da água, peso, 64-65
tabela de, Apêndice A
descarga, 280-282
peso, 64-65
rendimento, 283
tabela de valores, 284
- Espessura da camada de cobertura, de aterros sanitários, 675-677
- Espiroquetas, 123
- Esporófito, 119
- Esporos, 119
- Esporozoários, 125
- Estabilidade:
categorias, tabela, 623
da atmosfera, 614-618, 622
de resíduos perigosos, 726-727
do solo, 360-361
e ruído, 779
- Estabilização:
de resíduos perigosos, 726-727
do lodo, 562, 564-566
- Estação de recalque, 16-17
- Estação de tratamento de efluentes domésticos (ETE), 16, 522-525, 536, 547-549, 551
- Estações de tratamento, 13-16
- Estações fluviométricas, 273, 274
- Estafilo-, 121-122
- Estágio, 273
- Estatuto das Aves Migratórias, 223
- Estatuto, definição, 20-21
- Estenotermófilos, 123
- Estequiométrico(a):
definição, 36-37
relação ar-combustível, 640
- Esterilização, 486-487
- Esteroides, 100-101
- Estiagens:
agrícolas, 313
climatológica, 311-312
dust bowl, 314-315
e a engenharia verde, 322-328
e sustentabilidade, 321-322
hidrológicas, 313
meteorológica, 311-312
pastoril, 313
planejamento da resposta às estiagens, 322-324
socioeconômicas, 313
utilizadas como referência histórica, 314-317
- Estocástico, 267
- Estoque hídrico renovável, 315-316
- Estratificação de lagos, 214-215
- Estratosfera, 77-78
- Estrepto-, 121-122
- Estroma, planta, 586-587
- Estrondo sônico, 767-768
- Estrutura tarifária escalonada, 326-327
- Estruturas à prova de som, 783-784
- Estuário, 428-431
- Estuários eutróficos, 381
- Estudo de viabilidade (EV), 703-704
- Estudos epidemiológicos e toxicidade, 240
- Etanol, 114-115
- Ética, ambiental, 22
- Etilbenzeno, 433-434
- ETPs, 16
- Eucariotos, 100-101, 105-110, 120
- Euglenoides, 127-128
- Eutrofização, 220-223
- Evaporação, 256-257, 716-717
- Evaporadores, resíduos perigosos, 716-717
- Evapotranspiração, 256-257, 270
- Excedente:
e relação substratos/microrganismos, 541-542
lodo ativado, 536
- Excedente do esgoto combinado, 379-380
- Excesso de massa, 794
- Exocitose, 105-106
- Exotoxinas, 132-133
- Exp, definição, 154
- Exposição:
avaliação, 240-245
equações, 242
estimativa pontual, 240-241, 243
métodos probabilísticos, 240-241, 243
- Exposição ao ruído, 759
- Exposição máxima razoável (ERM), 240-241, 243
- Exposição ocupacional, e poluição atmosférica, 587-588
- Expressão do equilíbrio de ácidos fracos, 52
- Extinção (da cal), 474
- Extinção em nível global, 190
- Extinção em nível local, 190
- Extração, com ar, 497-499, 553-554, 714-716
- Extração com vapor, resíduos perigosos, 715-716
- Extração líquido-líquido, 65-67, 718-719
- Extrato, da extração líquido-líquido, 718-719
- Extravasante, velocidade do:
definição, 480
sedimentador primário, 531-532
vertedores, 480
- Extremos, halófilos, 121-122
- Facultativos(as):
lagos, 549, 550-551
microrganismos anaeróbios, 123, 195
- FAD⁺, 93, 96
- Fagocitose, 105-108
- Fase da morte, curva de crescimento logarítmico, 205
- Fase de crescimento acelerado, curva de crescimento logarítmico, 204
- Fase de latência, curva de crescimento bacteriano, 204
- Fase estacionária, curva de crescimento logarítmico, 205
- Fase G1 (gap 1) do crescimento celular, 116-117
- Fase G2 (gap 2) do crescimento celular, 116-117
- Fase S do crescimento celular, 116-117
- Fator de carcinogenicidade na avaliação do risco, 238-240, 246
- Fator de diluição na análise da DBO, 396-397
- Fator de diretividade, 776, 778
- Fator de ponderação do tecido, 804-805
- Fator de qualidade (FQ), 804-805
- Fatores de emissões:
dióxido de enxofre (SO₂), 595-596
em ambientes interiores, 599-600, 628
material particulado, 596-597
óxidos de nitrogênio (NO_x), 593-594
veículos automotores, 584
- Federação da Água e do Meio Ambiente dos Estados Unidos (WEF), 8-9
- Fermentação, 114-117
- Fermentação ácida:
digestão anaeróbia, 564-566
lagos de oxidação, 550
- Ferro:
como coagulante, 463-464
como recurso, 348-349, 659-660
na água potável, 454
- Fertilizantes:
e a poluição aquática, 380-381
e dejetos animais, 357-358, 360-361
nitrogenados, 380-381
solo, 357-358
- Filadélfia, febre tifóide, 452-453
- Filtração direta, 458-459
- Filtração em meio granular, 553-555
- Filtro:
a vácuo, 502-503
caixa (figura), 486-487
de areia lento, 484
de areia rápido, 484, 486-487
de dupla camada, 484
de mangas, para a remoção de poluentes atmosféricos, 148, 635-636
de placas, 503-504
direto, 458-459
e tratamento terciário de efluentes, 553-555
leito profundo, 484-485
para a desidratação do lodo, 502-503
torta, 501, 503-504, 566-567
- Filtro biológico, 533-534, 547-549, 711-712
- Filtro de areia
efluentes, 554-555
- Filtro monocamada, 484-485
- Filtro-prensa de correia, 502-504, 568
- Filtro-prensa de placas de volume fixo, 503-504
- Fimbrias, 101, 103, 111-112, 121-122
- Fissão binária de bactérias, 119
- Fissão biológica, 119
- Fissão nuclear, 331-332, 501, 800-801
- Flagelados, 124
- Flagelos, 101, 103, 111-112, 121-122
- Flavina adenina dinucleotídeo (FAD⁺), 93, 96
- Fleck, 586-587
- Floco:
coagulação, 460
definição, 460
lodo ativado, 536
- Floculação:
definição, 464-465
tanque de, 459-460, 466
- Floculador tipo pás, 466
- Floculadores com chicanas, 466
- Fluidodinâmica computacional (FDC), 549
- Fluoretação, 6, 8, 459-460
- Flutuabilidade da pluma, 619
- Fluxo de base, 257
- Fluxo, de energia, 360-361, 606
- Fluxo em pistão:
com reações químicas, 155
mistura, 151
reator (RFP), 163-164
- Fluxo volumétrico, 494
- Fones, 761-762
- Fonte de carbono para microrganismos, 191-192
- Fonte não pontual (de poluentes), 379-380
- Fontes pontuais (de poluentes), 379-380
- Força iônica, 36-37
- Forças de Van der Waals, 34-35, 76, 461-462
- Forma estrutural do solo, 360-361
- Formaldeído e a poluição de ambientes internos, 601
- Fórmula de Holland para a elevação da pluma, 622
- Fórmula molecular, 35-36
- Formulário R, 705-706
- Fosfolípidios, 100-101
- Fósforo:
balanço de massa em um lago, 221, 419-421
ciclo, 120, 199-202, 357-358
como nutriente, 217, 356-357, 380-381, 418-419
como recurso, 348-351
controle de, 221, 418-422
e crescimento das algas, 217-218
e dejetos animais, 351, 357-358
e lodo ativado, 546-547, 554-557

- em efluentes, 418-421, 518, 519, 546-547, 554-557
em lagos, 217
estratégia de gestão, 418-419
no solo, 356-358
remoção biológica, de
efluentes, 556-557
sobrenadante do digestor,
565-566
- Fossas sépticas e o fósforo,
421-422
- Fotoautótrofos, 123, 191-192
- Fotoelétrico, 817-818
- Fotoheterótrofos, 123, 191-192
- Fotólise, 592-593
- Fóton de energia luminosa
(*hν*), 171
- Fotoquímico, *smog*, 591-592
- Fotossíntese, 93, 96, 111-112,
191-192, 197
- Fotossintético, 90-91
- FQ, 804-805
- Fragmentação, 119
- Fratramento hidráulico, 331-
332, 337
- Freático(a):
aquífero, 274-275
zona, 274
- Frete de trabalho, em aterros
sanitários, 675-676
- Frequência:
da coleta de resíduos sólidos,
659-660
da radiação, 171
de estiagens, 306-308
de inundações, 306-308
de precipitação, 306-308
do ruído, 752, 761-762
- Fuller, George Warren, 6, 8
- Fumigation, 618
- Fungi, reino, 120, 128-130
- Fungicidas, 382-383
- Fungo da podridão branca,
129-130
- Fungos limosos, 128-129
- Furanos, 719-720
- Fusarium solani*, 129-130
- Gametas, 119
- Gametófito, 119
- Gás de xisto, 331-332
- Gás estufa:
dióxido de carbono, 609
e padrões de emissão, 584
efeito estufa, 607-608
gases, 584, 607-611
meia-vida, 610-611
- Gases de escape de automóveis,
640-641
- Gases estufa, 607-611
- Gasificação de resíduos sólidos,
668-669, 673-674
- Gastrointestinal, radiação aguda,
807-808
- Gêmula, 119
- Geomembrana, 679-680
- Georede, 680-681
- Geotêxtil, 680-681
- Gestão de recursos atmosféricos,
16-17
- Giardia lamblia*, 124, 125, 382,
390-391, 454, 456, 458, 460,
484, 486-487, 492-493, 496
- Glicogênio, 90-91
- Glicólise, 113-114
- Glicose, 90-92, 113-114
- Global Circulation Model*
(GCM), 308-309
- Glossário de termos de toxicologia,
236
- Gorduras, 100-101
- Gradiente adiabático e estabilidade
atmosférica, 614-616
- Gradiente adiabático seco,
615-616
- Gradiente de velocidade, 466
- Gradiente isotérmico, 616
- Gradiente, pressão atmosférica,
614-615
- Gradiente subadiabático,
615-616
- Gradiente superadiabático,
615-616
- Gráficos de barras, para água
potável, 469, 470, 472-473
- Gram:
coloração, 121-122
negativo, 121-122
positivo, 121-123
- Gray (Gy), 803-804
- Green Globes*, 306, 343, 345
- Grupos funcionais, 62-64
- Habitat, 189-190
- Habitat ecológico, 189-190
- Halófilos extremos, 121-122
- Haploide, 119
- HAPs, 62-63
- Hazen, Allen, 4, 8-9
- Hélio, 794-795
- HELP, 679-680
- Hematopoiética, síndrome da
radiação, 807-808
- Henry:
constante da lei, 54
tabela de, Apêndice A
lei, 54, 630
- Herbicidas, 382-383
- Herbívoros, 192
- Heterótrofos, 123, 191-192,
556-557
- Hexaclorobenzeno (HCB),
719-720
- Hexacloropentadieno (HCPD),
719-720
- Hexoses, 90-91
- Hidráulico(a):
carga, 548-549, 717-718
condutividade, 280-281,
284-285
de mantas de impermeabilização de aterros
sanitários, 680-681
gradiente, 278, 284-285,
730-731
tempo de detenção, 159,
536
- Hydrocarbonetos policíclicos
aromáticos (PAHs), 62-63,
387-388, 600-601
- Hidrofluorocarbonos (HFCs),
604
- Hidrogênio, como combustível,
342-343
- Hidrograma, definição, 261-
263
- Hidrólise, 564-565
- Hidrologia:
definição, 256-257
história, 4
- Hidrológico(a):
balanço hídrico, 258
ciclo, 256-258
equação, 258
estiagem, 313
- Hidrosfera, 11-12
- Hidróxido de cálcio e abrandamento,
474
- Hidroxila, 62-63
- Hipertérmicos, 123
- Hipertônico, 101, 103, 105
- Hipoclorito de cálcio, 490
- Hipoclorito de sódio, 490
- Hipolimnio, 214, 215
- oxigênio dissolvido, 215
- Hipótese, 2
- Hipótese de modelo linear de
um foco para a toxicidade,
237-238
- Hipotônico, 101, 103, 105
- Hipóxia, 381
- Homeostase, 100-101
- Horton, 4
- HSWA, 695, 697
- HTL básico, 762-763
- Hydrologic Evaluation of Landfill Performance* (HELP),
679-680
- Imobilização de resíduos perigosos,
726-727
- Incineração:
catalítica, 631-632
de poluentes atmosféricos,
631-632
de rejeitos radioativos, 826-
827
de resíduos perigosos, 719-
727
de resíduos sólidos, 9-10,
658-659
e geração de poluentes atmosféricos,
671-673
- Incinerador com leito fluidizado,
670-671
- Incinerador de resíduos em
massa, 669-670
- Incinerador de resíduos por
injeção líquida, 720-721
- Incinerador modular, 670-671
- Incinerador operado em regime
de teste, 723-724
- Incineradores rotativos, 720-
723
- Índice de Severidade de Seca
de Palmer (PDSI), 314-315
- Infeções, 133-134
- Infiltração, 16, 257, 270
- Infiltração e vazão de entrada,
16
- Infiltração lenta, tratamento de
efluentes, 558-560
- Infiltração, nascente por,
276-278
- Infiltração rápida, tratamento
de efluentes, 558-560
- Inflamabilidade, corrosividade
e reatividade de resíduos perigosos,
695, 697
- Infraestruturas verdes para
climas úmidos, 295
- Injeção em poços profundos,
726-727
- Inseticidas, 382-383
- Inspeção de sítios, contaminação
com resíduos perigosos,
731-733
- Inspeção e manutenção de veículos
automotores, 642-643
- Instituto de Padrões e Medidas
dos Estados Unidos (ANSI),
755-756
- Instituto de Segurança e Saúde
Ocupacional dos Estados Unidos
(NIOSH), 766
- Intensidade, do som, 752-753
- Interface:
gás-líquido, 59-60
líquido-sólido, 554-555
- Interfase, 116-117
- Interferência na fala, ruído
e, 766
- Interferência no sono, ruído
e, 768
- Intermolecular forces, 34-35
- International Joint Commission*,
224-225
- Intervalo de recorrência (T),
306
- Inundações:
Bangladesh, 309-310
costeiras, 307-308
desapropriação de terras
e realocação de pessoas,
311-312
e a engenharia verde, 310-
311
e a mudança climática, 308-
309
e sustentabilidade, 309-311
e vulnerabilidade, 309-310
enchente, 307-308
Flórida, 309-310
interiores, 307-308
Mississippi, 309-310
sistemas de alerta, 310-311
- Inventário de substâncias tóxicas
liberadas, 705-706
- Inversão:
definição, 616
e ruído, 779
elevada, 625-626
forma da equação de dispersão,
626
- Íon complexo, 39-40
- Íon, definição de, 35-36
- Ionização:
constante de, 51
IRIS, 238-240, 246
química, 51
- IPCC, 8-9, 610-613
- IR/UV, 703-704, 732-733
- Irrigação inteligente, 325-326
- Irrigação por gotejamento,
325-326
- Isóbaras, 613-614
- Isolamento de vibrações, controle
do ruído, 781-782
- Isolamento térmico de edificações,
346-347
- Isômeros, 62
- Isômeros estruturais, 62
- Isoterma de adsorção de Langmuir,
631
- Isotônico, 101, 103, 105
- Isótopo, 33, 794
- Isótopo pai, decaimento radioativo,
798-799

- Isótopos filho, decaimento radioativo, 798-800
IUPAC, 62
- Janela oval do ouvido, 760
Janela redonda do ouvido, 760
Joule (J), definição, 166
Jusante, atenuação de ruídos, 779
- K_a , constante de equilíbrio de ácidos, 51
 K_d , coeficiente de partição, 76
Keefer, T.C., 90-91
KeV, 794-795
Koch, Robert, 90-91, 452-453
 K_{ow} tabela de, Apêndice A.
 K_s , 45-46, 535
 K_s , constante de semissaturação, ou constante de semivelocidade, 535, 538
 K_{sp} , constante de solubilidade, 45-46
 K_{w1} , 51
- Lagoa de estabilização de resíduos, 549
Lagoas:
 lodo, 501-502
 no tratamento de efluentes, 154, 533-534
Lagoas de maturação, 549
Lagoas de oxidação, 549-551
Lagoas de polimento, 529
Lagoas de tratamento de efluentes, 549-551
Lagos:
 brisas oceânicas, 618
 desestratificação, 214
 ecossistema, 214-223
 estratificação, 214-215
 produtividade, 217-220
Lagos distróficos, 220
Lagos eutróficos, 217, 218, 219
Lagos, gestão da qualidade da água, 418-428
Lagos hipereutróficos, 217, 220
Lagos mesotróficos, 217, 219, 220
Lagos oligotróficos, 217-219
Lagos senescentes, 220
Lake Erie, 190, 221
Lake Hefner, 268
Lavador de gases, 629, 636-637
Lavador Venturi, 8-9, 636-637
Lavra a céu aberto, 332-333
 LD_{50} , 234-236
 L_{dn} , 772, 780
Leadership in Energy and Environmental Design (LEED), 306, 343, 345
Legislação, ambiental, 19-21
Legislações, definição, 20-21
Legislatura, 20-21
Lei:
 da ação das massas, 72
 da conservação da massa e da energia, 142
 das proporções definidas, 32-33
Lei Abrangente de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental (CERCLA), 695, 697, 702-703
Lei da Água Limpa dos Estados Unidos (CWA), 726-727
Lei da Conservação de Espécies Ameaçadas dos Estados Unidos, 223
Lei da Segurança da Água Potável dos Estados Unidos (SDWA), 455, 484
Lei das Espécies Ameaçadas dos Estados Unidos, 223
Lei de Chicks, 487-488
Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (TSCA), 695, 697
Lei de Dalton, 78-79
Lei de Darcy, 4, 280, 284-285, 678-679, 730-731
Lei de Emendas e Reautorização do *Superfund* (SARA), 695, 697, 702-705
Lei de Gestão de Áreas Costeiras, 432-433
Lei de Lacey, 223
Lei de Pesquisa e Proteção a Ambientes e Santuários Oceânicos, 431-432
Lei de Proibição do Descarte Oceânico nos Estados Unidos, 505-506
Lei de Proteção de Mamíferos Marinheiros, 223
Lei de Rios e Portos, 516-517
Lei de Stokes, 480, 482
Lei de Walsh-Healy, proteção à audição, 766
Lei do Ar Limpo dos Estados Unidos (CAA), 580
Lei dos gases ideais, 77-78
Lei dos mínimos de Liebig, 217, 359-360
Lei dos quadrados inversos:
 radiação, 816-817
 ruído, 776
Lei dos Rejeitos Nucleares dos Estados Unidos, 822-823
Lei Federal do Controle da Poluição da Água, sistema de geração de permissões para despejo, 521
Leis:
 científicas, 2
 governamentais, 20-21
Leitos de secagem em areia, para lodo, 501-502, 566-567
 L_{eq} , 771, 780
Licor misto:
 lodo ativado, 536
 sólidos suspensos voláteis no (SSLM), 538, 543
LID, 295
Ligação covalente, 34
Ligação covalente polar, 34-35
Ligação iônica, 34
Ligantes, complexação, 39-40
Limbo espiral, ouvido, 761-762
Limiar de dose, radiação, 806-807
Limitações nos recursos hídricos regionais, 315-322
Limite, 13-14, 260, 261
Limite inferior, critérios de dano e risco, audição, 766
Limites da exposição ocupacional ao ruído, 766
Limnologia, 214
Limpeza de porões de navios, 431-432
Lípidos, 99-101
Lisossomo, 104, 106-107
Lista de Candidatos a Contaminantes, 456, 458
Lista Nacional de Áreas Prioritárias, 702-703, 732-733
Litosfera, 11-12
Lixiviado:
 aterro sanitário de RSMs, 677-678
 coleta, 679-681
 monitoramento, 731-732
 resíduos perigosos, 728-732
 tratamento, 680-682
Lixo comum, 653-654
 L_N , 770
LNAPLs, 434-436
Locais abandonados de descarte de resíduos perigosos, 702-703
Lodo, 587-588
 adensamento, 500, 501
 balanço de massa, 499-500
 bruto, 531-532, 560-561
 características do:
 no tratamento da água potável, 497-499
 tratamento de efluentes, 560-561
 centrifugação, 502-503
 condicionamento, 500
 condicionamento de solo, 568
 densidade relativa, 561
 descarte em aterro sanitário, 568-569
 descarte final, 503-504, 568
 desidratação, 500
 drenagem, 501-502, 566-567
 excedente, 536, 541
 filtração a vácuo, 502-503
 filtro-prensa de correia, 502-503, 568
 filtro-prensa de placas de volume fixo, 503-504
 gestão, 499
 idade, 536
 incineração, 568
 leito de secagem, 501-502, 566-567
 manto, 467
 primário, 560-561
 produção, 544-545
 recirculação, 543-544
 regulamentações, 568-569
 regulamentações de descarte, 505-506
 resíduos perigosos, 726-727
 sistema de tratamento de água potável, 497-499
 tanque, 501-502
 tempo de retenção de sólidos (TRS), 536
 torta, 501
 tratamento, 500-506
 tratamento por congelamento, 501-502
 tratamento térmico, 568
 volume, 497-499, 501
Lodo ativado:
 clarificador secundário, 536
 considerações no projeto do processo, 546-548
constantes de crescimento, tabela, 540
definição, 536
demanda de oxigênio, 545-547
e o tratamento de resíduos perigosos, 711-712
e procariotos, 120
e relação fósforo:DBO, 546-547
e relação nitrogênio:DBO, 546-547
excedente, 536, 544, 560-561
história, 8-9
produção de lodo, 544-545
reator em bateladas sequenciais, 711-712
recirculação do lodo, 536, 537, 543
regime de mistura completa, 537
relação F/M, 541
Macromoléculas, 90-91
Macronutrientes, 356-357
MACT, 581
Magnésio:
 abrandamento, 475
 dureza, 467-469
 incrustações, 467-468, 477
Malária, 126
Manifesto de resíduo perigoso ("do berço ao túmulo"), 695, 697, 699-700
Manta de impermeabilização, 679-680, 729-730
Mar de Aral, 254, 255
Mar de Salton, 382-383
Maré vermelha, 127
Mariotte, 4
Marisco zebra, 190
Mascaramento, ruído, 766
Massa crítica, reator nuclear, 800-801
Massa específica:
 ar, tabela de, Apêndice A
 compostos orgânicos, tabela de, Apêndice A
 da água, 64
 tabela de, Apêndice A
de aterro sanitário compactado, 684-685
de resíduos sólidos, 655, 657-658
definição, 64
Matéria orgânica natural, 488-491, 497
Material particulado no ar ($PM_{2.5}$, PM_{9-10}):
 arrastado pelo vento, 596-597
 controle de, 633-638
 de incineradores, 671-672
 e episódios, 591-592
 efeitos na saúde, 590-591
 inalação de, 588-589
 inalável, 588-589
 origem e destino, 596-598
 padrões, 580, 581
Matriz, 711-712
Mauna Loa, Havai, 609
Média inferior da vazão semanal em um período de 9-10 anos, 413

- Medicamentos em efluentes, 385-387
- Meia-vida ($T_{1/2}$):
de gases estufa, 610-611
de radioisótopos, 796-797
definição, 57
tabela de, 797-798
- Meio filtrante:
de dupla camada, 484-485
filtro biológico, 547-549
monocamada, 484-485
reatores com crescimento aderido em leito móvel, 552-553
- Meiose, 119
- Membrana basilar, ouvido, 761
- Membrana plasmática, 100-101, 104
- Membrana tectória, ouvido, 761-762
- Membrana timpânica do ouvido, 760
- Membranas, células a combustível, 342-343
- Mercurio, como poluente atmosférico, 8-9, 581, 637-638
- Mercurio nos peixes, 431-432
- Mesófilos, 123
- Mesosfera, 77-78
- Metabolismo, 111-117
- Metáfase, 117-118
- Metalis tóxicos, 388-389
- Metalimnio, 214
- Metano:
e digestão anaeróbia, 564-566
e emissões de veículos automotores, 584
fermentação, 549, 564-566
obtenção, em aterros sanitários, 681-682
- Metanógeno, 121-122, 564-565
- Método de subdivisão em áreas, de aterros sanitários, 675-676
- MeV, 794-795
- mg/L de CaCO_3 , 74-75
- Microcurie, 797-798
- Microfiltração (MF), 460, 492-493, 554-555
- Microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), 78-80, 579
- Micrometro, 78-79, 579, 580
- Micronutrientes, 356-357
- Migração de contaminantes, 433-438
- Milhão de elétron-volts (MeV), 794-795
- Milicurie, 797-798
- Miliequivalentes (meq), 467-468
- Miligramas por litro (mg/L), 65-67
de CaCO_3 , 74-75, 467-468
- Milwaukee, Wisconsin, 126
- Minamata, Japão, 389-390
- Minimização da geração de resíduos:
e energia, 343, 345-349
e poluição atmosférica, 642-643
perigosos, 705-709
radioativos, 823-826
sólidos, 668
- Mistura:
condições da, 151
definição, 33
e decaimento do OD, 403
e tratamento de água, 464-466
rápida, 160-161, 464-465
- Misturador de fluxo axial, 466
- Misturador em linha, 464-465
- Misturadores, 464-465
- Misturas ar-combustível pobres, 640
- Mitigação, da contaminação de águas subterrâneas, 733-740
- Mitocôndrias, 104, 107-110
- Mitose, 116-119
- Mixotróficos, 124
- Modelo da qualidade do ar em ambientes internos, 627-629
- Modelo de mosaico fluido, 101, 103
- Modelo de predação de Lotka-Volterra, 210
- Modelo geométrico, 207
- Modelo logístico de crescimento, de bactérias, 207
- Modelo multiestágio linearizado da toxicidade, 238-239
- Moderadores, reator nuclear, 800-801
- Mol, definição, 35-36
- Molaridade, 35-36, 65-67
- Molécula, definição, 34
- Molina e Rowland, estudo sobre os CFCs, 602-603
- Monera, reino, 120
- Monômero de etileno propileno dieno (EPDM), 679-680
- Monômeros, 90-91
- Monossacarídeos, 90-91
- Monóxido de carbono:
e a incineração de resíduos perigosos, 725-726
e a incineração de resíduos sólidos, 671-672
e a poluição em ambientes interiores, 598-600
efeitos na saúde, 589-590
emissões e mistura ar-combustível, 640
origem e destino, 592-593
padrões, 581
- Mortalidade:
risco, 233, 234
taxa, 206
- Motor a combustão interna, ruído, 773-774
- Motor a diesel, 639-640
- Motor a gasolina, poluição atmosférica, 638
- Motor flex, 340-341
- Mudança climática:
e as inundações, 308-309
e estigens agrícolas, 313-314
e sustentabilidade, 304
impactos, 8-9
- Mudança de fase, 168
- Mudança permanente no limiar (PTS), 763-765
- Mudança temporária no limiar (TTS), 763-765
- Multicoletores ciclônicos, 633-634
- Multicompartmento:
filtro, 484-485
poluição, 19
problemas, 11-12
sistemas, 11-12, 19
- Municipal:
coleta de resíduos sólidos, 659-660
esgoto, 16, 379-380
estação de tratamento de efluentes domésticos (ETE), 523-525
resíduos sólidos, 505-506, 656
- Mutação, radiação, 810-811
- Mutagenese, 234-236
- NAD, 93, 96
- NADP, 93, 96, 112-113
- NADPH, 112-113
- Nanofiltração (NF), 495, 553-554
- Nanopartículas, 390-391
- NAPLs, 434-436
- Nascente por gravidade, 276-278
- Nascente por infiltração, 276-278
- National Environmental Policy Act (NEPA), 223
- Necrose, 587-588
- Neutralização de resíduos perigosos, 711-712
- Nêutron:
ativação, 800-801
blindagem, 819
definição, 33
- Névoa e poluição atmosférica, 591-592
- Nicotinamida adenina dinucleotídeo (NAD^+), 93, 96
- Nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato (NADP^+), 93, 96
- Nitrato:
como nutriente 380-381
como receptor de elétrons, 195
e chuva ácida, 424
em águas subterrâneas, 454, 559-560
em lagos, 198-199
no solo, 357-358
- Nitrificação:
desnitrificação, 198-199, 556-557
oxidação da amônia, 198-199, 400
- Nitritos, 195
- Nitrobacter*, 20-21
- Nitrogenada DBO (DBON), 400, 416-417
- Nitrogênio:
amônia, 198-199
amônio, 198-199
ciclo, 120, 198-199, 357-358
como nutriente, 380-381, 418-419
e compostagem, 667-668
e crescimento de algas, 217
e curva de depleção do OD, 416-417
e dejetos animais, 357-358
e efluentes deficitários em nitrogênio, 546-547
efeito no corpo receptor, 418-419
fixação, 95, 198-199
no lodo ativado, 546-547
no solo, 356-358
oxidação, 400-401-402
óxidos, 77-78, 584, 671-672
tratamento, 556-558
- Nitrogênio total Kjeldahl, 518, 565-566
- Nitrosomonas*, 198-199
- Níveis tróficos, 192
- Nível de compensação luminosa, 217
- Nível de interferência na fala (NIF), 766
- Nível máximo de contaminante (NMC):
de nitratos, 380-381
definição, 244, 388-389, 456, 458
do arsênico, 388-389
para pesticidas, 384-385
- Nível sonoro contínuo equivalente ponderado (L_{eq}), 771
- NOAEL, 234-238
definição, 234-235
- Normalidade, 67
- Novos Padrões de Desempenho de Fontes Poluidoras (NSPS), 582-584, 593-597
- Núcleo:
atômico, 33
da célula, 100-101, 104
- Nucleoide, 101, 103, 111-112
- Nucleolo, 104
- Nucleotídeos, 91, 93, 96
- Núcleo, 794
- Número de Avogadro, 35-36
- Número de massa, 33
- Número de Reynolds (R), 483-484
- Nutriente limitante em lagos, 217
- Nutrientes:
e DBO solúvel, 540
e estuários, 428-429
na poluição da água, 380-381
no solo, 356-358
pirâmide, 194
web, 192, 193
- Nutrientes em águas estuárias, 381
- Obrigatórios:
aeróbios, 123, 195
anaeróbios, 123, 195
- Odor, 454, 518, 667-668, 677-678
- Óleos e graxas, 547-548
- Oligossacarídeos, 90-91
- Onda de popa, ruído, 767
- Onda de proa, ruído, 767
- Onda senoidal, 171
- Ondas de choque, ruído, 767-768
- Oocistos, 492-493
- Operações unitárias do pré-tratamento, 523-532
- Ordem da reação, 57
- Organelas, 100-101, 105-106, 109-110

- Orgânico(a):
 carga, em filtros biológicos, 548-549
 compostos, 33
 compostos receptores de elétrons, 195
 química, 61-63
 Organismos fototróficos, 191-192
 Organismos litotróficos, 191-192
 Organismos nitrificantes, 198-199
 Organização Mundial da Saúde (OMS), 591-592
 Organotróficos, organismos, 191-192
 Órgão de Corti, ouvido, 761
 Ortofosfato, 200-201
 Osmose, 101, 103, 105, 358
 Osmose reversa (OR), no tratamento de:
 água potável, 495
 efluentes, 553-554
 resíduos perigosos, 718-719
 Ossículos, no ouvido, 760
 Oxícombustível, 642-643
 Oxidação catalítica, 640-643
 Oxidação com ar por via úmida, 712-713
 Oxidação do ferro, 497
 Oxidação eletrolítica do cianeto, 712-713
 Oxidantes fotoquímicos:
 efeitos na saúde, 590-591
 origem e destino, 594-595
 Óxido de cálcio e abrandamento, 474
 Óxidos de enxofre:
 controle de, 8-9, 632-633
 e chuva ácida, 424, 427-428
 e precipitadores eletrostáticos, 637-638
 e resíduos sólidos, 671-672
 efeitos em materiais, 584-586
 efeitos na saúde, 590-591
 gerados na combustão, 594-596
 origem e destino, 594-597
 padrões, 581, 584
 Oxigênio:
 como receptor de elétrons, 195
 déficit em rios, 405
 demanda teórica, 391-393, 545
 resíduos demandadores, 379-380, 391-392
 Oxigênio dissolvido (OD):
 na vida aquática, 379-380
 padrão, 412
 saturação, 402, 405, Apêndice A
 tabela de, Apêndice A
 Ozônio:
 critério para a poluição do ar, 581
 desinfecção, 6, 8, 491-492
 e chuva ácida, 601-602
 efeitos:
 nas pessoas, 590-591
 nas plantas, 586-587
 formação, e automóveis, 639
 fotorreações, 8-9
 legislação, 604
 na atmosfera, 602-604
 origem e destino, na poluição atmosférica, 594-595, 604
 redução, 602-606
 tratamento de resíduos perigosos, 712-713
 PAC, 497
 Padrão de OD, valor 412
 Padrões CAFE, 348, 584-586
 Padrões de emissão:
 dióxido de enxofre (SO₂), 584
 óxidos de nitrogênio (NO_x), 584
 particulados, 584
 veículos automotores, 582-584
 Padrões de qualidade do ar ambiente, 580-581
 Padrões Nacionais de Emissão de Poluentes Perigosos (NESHAPs), 581, 589-590
 Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (NAAQS), 580-581
 Padrões Universais de Tratamento (UTS), 701-702
 PAH, 62-63, 387-388, 429-431
 Painei Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), 8-9, 610-613
 Palatável, 453
Panicum virgatum, 341-342
 Parágrafo D do Decreto de Recuperação e Conservação de Recursos dos Estados Unidos, 673-675
 Parágrafo III da SARA, 705-706
 Parasitas, 123
 Partes por milhão (ppm):
 na água, 65-67
 no ar, 78-79, 579
 no solo, 75-76
 Partes potencialmente responsáveis (PPRs), 704-705
 Partícula:
 inalável, 588-589, 599-600
 velocidade de deposição, 588-589
 Partícula alfa, 794-795
 atenuação, 818-819
 exposição, 811, 813
 Partícula beta, 795-796
 atenuação, 818-819
 exposição, 811, 813
 Partículas arrastadas, pelo vento, 596-597
 Partículas inaláveis, 588-589, 599-600
 Pasteur, Louis, 90-91
 Patógenos:
 em efluentes, 553-554
 na água potável, 454
 PCB, 62-63, 196-197, 247, 429-431, 693, 725-726
 PCCs, 719-720
 PCs, 719-720
 PCOPs, 720-721
 PCOP designado, 722-724
 PCOP substituto, 723-724
 PEAD, 679-680
 Película, 125, 127-128
 Peneira, estação de tratamento de água potável, 459-460
 Peneira molecular, 630, 714-715
 Pentoses, 90-91
 Perda de inserção, ruídos, 781-782
 Perdas por evaporação do carburador, 640-641
 Perdas por evaporação do tanque de combustível, 640-641
 Período da onda sonora, 752
 Período de latência dos efeitos da radiação, 805-806
 Período de retorno (T), 306
 Permeado, membrana, 494
 Permissões, NPDES, 521-523
 Peroxissomos, 106-107
 Perrault, 4
 Peso equivalente (PE), 67-68
 Peso molecular (PM), 35-36
 Peste bubônica, 133-134
 Peste negra, 133-134
 Pesticidas, 382-386
 PET e PEAD, plásticos, 666-667
Pfiesteria piscicida, 381
 PFR, 163-164
 pH:
 de efluentes, 518
 definição, 39
 do solo, 357-358
 e abrandamento, 474
 e arraste da amônia, 557-558
 e chuva ácida, 421-422
 e coagulação, 462-463
 e remoção do fósforo, 555
 resíduos perigosos, 711-714
Phanerochaete chrysosporium, 129-130
 Pico de demanda, 15-16
 Picocurie, 797-798
 Piezométrica:
 carga, 278
 pressão, 278
 superfície, 276-278
 Piezômetros, 278
 Pigmentos vegetais, 112-113
 Pilhas de estêreis, 332-333
 Pinocitose, 105-106
 Pirâmide ecológica, 194
 Pirenídes, 126
 Pirimidinas, 91, 93
 Pirólise, 673-674
 Piruvato, 112-114
 pK_a, 52
 pK_s, 45-46
 pK_w, 51
 Plano nacional de contingenciamento (PNC), 703-704
 Planta Piloto de Isolamento de Rejeitos (WIPP), 823-824
 Plantae, reino, 120
 Plasmídeos, 111-112, 120-121
 Plasmodesmos, 110-111
 Plasmólise, 587-588
 Plastídeos, 110-111
 Pluma:
 dispersão, 619-626, 733-734
 elevação, 620-621
 Plutônio, 332-333, 800-801
 Poços:
 artesanais, 276-278
 de medição, 274
 hidráulicos, 283-288
 injeção de resíduos perigosos, 726-727
 lençol freático, 276-278
 sistemas de remediação, 734-740
 superfície piezométrica, 276-278
 Poços de monitoramento, 731-732
 Poder calorífico de:
 combustíveis derivados de combustíveis fósseis, 330
 dos gases de aterros sanitários, 681-682
 resíduos perigosos, 720-721
 resíduos sólidos, 669-670
 Poder calorífico inferior (PCI), 329, 330, 669-670
 Poder calorífico superior (PCS), 669-670
 pOH, 51
 Poiseuille, 4
 Polietileno de alta densidade (PEAD), 661-662, 666-667, 679-680
 Polietileno tereftalato (PET), 666-667
 Polímeros, 90-91, 461-462
 Polissacarídeos, 90-91, 121-122
 Política para Rejeitos Radioativos de Nível Baixo dos Estados Unidos, 823-824
 Poluentes atmosféricos perigosos (PAPs):
 definição, 581
 e aterros sanitários, 681-682
 e efeitos na saúde, 589-590
 origem e destino, 592-594
 tabela de, 582-583
 Poluentes aquáticos não convencionais, 519, 521
 Poluentes atmosféricos de referência, 580, 581
 Poluentes prioritários, tabela, 520
 Poluição atmosférica:
 controle de fontes estacionárias, 629-638
 controle de fontes móveis, 582-583, 638-643
 e a meteorologia, 613-619
 e gestão da qualidade da água, 601-603
 e incineradores, 671-672, 722-723
 e modelagem da dispersão, 619-626
 efeitos:
 em materiais, 584-586
 na saúde, 587-592
 na vegetação, 586-588
 em ambientes interiores, 598-601
 episódios, 590-592
 história, 8-9
 micro, meso, macro escala, efeitos da poluição atmosférica, 579
 modelagem, 619-626
 origem e destino, 592-599
 padrões, 580-584
 Poluição atmosférica, escalas, 598-599
 Poluição causada por pessoas, e poluição atmosférica, 587-588

- Poluição, definição, 453
 Ponto crítico na curva de depleção do OD, 402
 Ponto de estagnação, 736-737
 Ponto de ruptura:
 adsorção, 631, 632
 troca iônica, 478
 População:
 crescimento, bacteriano, 204-206
 crescimento, humano, 210, 303-304
 definição, 189-190
 dinâmica populacional, 203-214, 533-534
 pirâmide populacional, 211
 projeções, 214, 304
 Porcentagem em peso, 66-67
 Porosidade, 280, 282
 Pósitron, 795-796
 Pós-queima, 631
 Postulados de Koch, 132-133
 Potássio:
 como nutriente, 380-381
 no solo, 358
 Potência:
 e trabalho, 167, 752
 sonora, 752
 Potencialidade, 321-322
 ppm, 65-67, 75-76, 78-80
 PPRs, 704-705
 Preâmbulo, 20-21
 Precipitação:
 análise, 267
 definição, 39, 64-65
 distribuição espacial, 266, 267
 hidrológica, 257
 índice de erosão pluvial, 362-364
 química, 39
 reação, 39
 reações de dissolução, 39
 reações de equilíbrio, 39
 resíduos perigosos, 712-714
 Precipitação sobre o canal, 258
 Precipitador eletrostático (PEE), 8-9, 636-638
 Precipitados, 39
 Predador, 206, 209, 533-534
 Presa, 209, 533-534
 Presbiacusia, 762-763
 Pressão:
 água, 13-14
 artessiana piezométrica, 276-278
 atmosférica:
 alta e baixa, 613-614
 gradiente, 614-615
 coluna, 278
 sonora, 754
 Pressão de vapor de Reid, 642-643
 Pressão osmótica, 495
 Pressão sonora média quadrática, 752
 Pressão transmembrana (PTM), 494
 Pré-tratamento de resíduos industriais, 522-523
 Primário(s), primária(s):
 consumidores, 192
 lodo, 531-532, 560-561
 NMC, 456, 458
 produtores, 191-192
 reciclagem, 661-662
 sedimentação, 523-525, 531-533, 536, 547-549
 tratamento, 523-525, 531-533
 Primavera silenciosa, 4, 188
 Primeira lei da termodinâmica, 166
 Principais componentes orgânicos perigosos (PCOOPs), 720-721
 Principais regulamentações para a água potável (nos Estados Unidos):
 definição, 456, 458
 nível máximo de contaminante (NMC), 456, 458
 Princípio de Le Chatelier, 72
 Princípios básicos do funcionamento de motores de automóveis, 638-641
 Prion, 133-134
 Privadas econômicas, 326-327
 Problemas de compartimento único, 11-12
 Procarinatos, 100-101, 111-112, 120
 Processos de oxidação avançados (POAs), 497
 Processos de tratamento de efluentes em membrana, 554-555
 Processos em membrana (para o tratamento de água potável), 460, 492-497
 Produção de pares, radiação, 817-818
 Produtividade primária líquida (PPL), 191-192
 Produtos da combustão completa (PCCs), 719-720
 Produtos da combustão incompleta (PCIs), 719-720
 Produtos das reações químicas, 36-37
 Produtos de higiene pessoal, 385-386
 Produtos finais do decaimento radioativo, 799-800
 Profase, 117-118
 Programas nacionais de avaliação da qualidade de ambientes aquáticos, estudo, 384-385
 Proibição do uso do solo, 701-702
 Prometáfase, 117-118
 Propante, 331-332
 Proteção do receptor, contra ruídos, 784-785
 Proteínas, 93, 96-100, 121-122
 Proteobactérias, 123
 Protetores auriculares, 784-785
 Protista, reino, 120
 Protistas, 124-128-129
 Protocolo de Kyoto, aquecimento global, 611-612
 Protocolo de Montreal, sobre o ozônio, 604
 Próton (H^+), 33
 Protozoários, 124
 Pseudópodes, 124
 Psicoacústico, 759
 Psicrófilos, 123
 Purinas, 91, 93
 Putrescível, 16-17
 resíduo, 656
 PVC, 679-680
 Quantidades máximas para planejamento, 705-706
 Quantidades regulamentadas, 705-706
 Quebra-vento, 362-363, 365-366
 Química verde, 660-661
 Química(o):
 características, da água potável, 453, 454
 demanda, de oxigênio (DQO), 392-393, 554-555, 556-557, 680-681
 equação, 36-37
 equilíbrio, 44-55
 ligação, 34-36
 reações, 36-44
 tratamento de resíduos perigosos, 711-712
 unidades, 35-37, 64-69
 Químioautotróficos, 123
 Químioheterotróficos, 123, 192
 Quimiotróficos, organismos, 191-192
 Quitina, 91, 93
 Quitridiomycetos, 128-129
 Rad, 803-804
 Radiação:
 atenuação, 817-820
 balanço, 605-608
 blindagem, 816-817
 corpo negro, 171
 critérios, 811-812
 da Terra, 606
 de fundo, 810-811, 813-814
 do sol, 171
 dose, 803-804, 814
 efeitos biológicos, 805-806
 efetividade biológica relativa, 804-805
 espectros, 607-608
 exposição, 806-807, 819-820
 fator de qualidade (FQ), 804-805
 ondas curtas, 607-608
 ondas longas, 607-608
 proteção, 816-822
 síndrome aguda da, 807-808
 solar, 171
 solar, absorção, 606
 térmica, 171-173
 Radiação Bremsstrahlung, 818-819
 Radiação gama, 795-796
 Radiação natural de fundo, 811, 813-814
 Radiação ultravioleta:
 e aquecimento global, 607-608
 e desinfecção, 491-493
 e redução do ozônio, 602-604
 Radioatividade, 794-795
 Radioativo(a):
 decaimento, 796-797
 definição, 794-795
 filho, 798-799
 pai, 798-799
 regionalização da armazenagem de rejeitos, 823-825
 rejeito, 821-829
 Radioisótopo, 33, 794-795, 799-801
 Radônio:
 controle, 819-822
 critérios, 814
 e poluição em ambientes internos, 600-601
 fonte, 814
 Refinado, 718-719
 Raios cósmicos, 811, 813
 Raios X:
 definição, 801-802
 exposição, 814-816
 produção, 801-802
 tubo, 801-802
 Razão sexual, 206
 RCRA, 505-506, 695, 697
 Reação:
 cinética, 56-61, 153
 constante de velocidade, 57, 153, 628
 heterogênea, 56
 homogênea, 56
 ordem de, 57, 154
 tanque de, 459-460
 velocidade, 56, 153
 Reação de fissão em cadeia, 800-801
 Reação de primeira ordem, 57, 93, 96, 154, 165
 Reações de complexação, 39-40
 Reações de oxidação-redução, 40-43, 497, 584-586, 709-710
 Reações do cloro, 489-491
 Reações envolvendo gases, 44
 Reações fotoquímicas, 594-595, 601-604
 Reações redox, 40-43, 714-715
 Reaeração:
 constante de velocidade (k_r), 406
 e OD, 406
 Reagentes, 36-37
 Reator:
 análise de, 159-166
 comparação entre tipos 165
 de mistura completa (RMC), 159-163
 design, 166
 em batelada, 159-161
 fluxo, 159
 fluxo pistonado, 159
 nuclear, 331-332, 800-801
 tanque agitado de fluxo contínuo, 159, 160-163
 Reator biológico, lodo ativado, 536, 537
 Reatores com crescimento aderido em leito móvel, 552-553
 Reatores regeneradores, 332-333
 Rebaixamento, 284, 286, 289
 Recalcitrante, 62-63
 Recarbonatação, 459-460
 Receptor de elétrons e a decomposição, 195
 Receptor de elétrons terminais, 195
 Reciclagem:
 de água, 328
 de metais, 353-356, 664-666

- de papel, 662-664
de plásticos, 662-664
de resíduos perigosos, 708-709
de resíduos sólidos, 662-664
de resíduos sólidos na calçada, 655-656, 661-662
do vidro, 660-661, 666-667
em circuito fechado, 661-662
- Recifes de corais, 429-431
- Recirculação, do lodo, 536, 543
- Recirculação dos gases de combustão, 633-634
- Recuperação da água, 328
- Recuperação da membrana, 496
- Recuperação de metais, 660-661
- Recuperação de recursos, 660-661
- Recursos:
conservação, 343, 345-349, 352-356, 359-366
não renováveis, 303
no solo, 359-360
renováveis, 303, 338-345
- Rede de esgotos:
combinados, 16-17
pluviais, 16
sanitários, 16
- Redemoinhos, de vento, 614-615
- Redução catalítica não seletiva (RCNS), 633-634
- Redução catalítica seletiva (RCS), 633-634
- Redução de resíduos na fonte, 667-668
- Reestabilização, 461-462
- Referência histórica, estiagens utilizadas como, 314-317
- Regeneração, 119
- Regenerativa, dessulfurização dos gases de combustão, 632
- Região de captação, 735-740
- Regime permanente:
e balanço de massa, 151
hidráulica de poços, 284-287
- Regionalização da armazenagem de rejeitos radioativos de nível baixo, 823-825
- Registro de decisão, 704-705
- Regra regulamentadora, 20-21
- Réguas de medição, nível de água, 273
- Regulamentações, definição, 20-21
- Reino, 120
- Rejeitos, 332-333, 352
- Rejeitos radioativos, 821-824
- Relação ar-combustível, 638, 640
- Relação de recirculação, 548-549
- Relação substrato/microorganismos (F/M), 541-542
- Relativamente sustentável, sistema, 305
- Relatório de impacto ambiental (RIA), 223
- REM, 804-805
- Remediação:
avaliação para (AR), 703-704, 732-733
projeto (PR), 704-705
resposta, 733-734
Remediação de resíduos perigosos, 733-734
Remoção de resíduos perigosos, 733-734
Rendimento:
coeficiente, definição, 535, 539
na agricultura, 355-356
observado, 544
Reprodução assexuada, 117-119
Reprodução sexuada, 119
Reservas:
energéticas, 329-330
minerais, 348-349
no solo, 356-357
Reservas energéticas comerciais provadas, 329-330
Reservatório de água, 13-14
Reservatório de Boonton, 6, 8
Residual:
DBO, 545, 553-555
sólidos suspensos, 554-555
Resíduo:
acompanhamento, 698-699
calor, 389-390
como recurso, 659-668, 705-706
de mineração, 332-333, 351
troca, 708-709
Resíduo característico, 695, 697
Resíduo sólido:
características, 656
coleta, 658-659
compactado, densidade, 684-685
definição, 653-654
densidade, 655, 657-658
geração, 655-656
gestão, 16-17
legislação, 668, 674-675
poder calorífico, 669-670
taxa de compactação, 684-685
taxas de produção, 655-656
Resíduos assimiláveis, 378
Resíduos de jardinagem, 659-660
Resíduos perigosos:
aterros sanitários, 727-732
auditoria sobre resíduos, 706-709
características, 695, 697
classificados, 695, 697
código, 693-695
combustível, 695, 697
corrosivo, 695, 697
de incineradores de resíduos sólidos municipais, 672-673
definição, 692
estabilização-solidificação, 726-727
ignificáveis, 695, 697
imobilização de, 726-727
incineração, 719-727
listados, 695, 697
locais abandonados, 702-703
manifesto, 695, 697-700
minimização da geração de resíduos, 705-707
normas para as empresas transportadoras 698-700
- Padrões Universais de Tratamento (*Universal Treatment Standards*, UTS), 701-702
proibição da disposição no solo, 701-702
reativos, 695, 697
reciclagem, 708-710
restrições à disposição no solo, 701-702
tanques subterrâneos de armazenagem (TSA), 701-702
TCLP, 726-727
tecnologias de tratamento, 709-726
toxicidade, 695, 697
tratamento, armazenagem e disposição, 697-703
tratamento biológico, 709-712
tratamento químico, 711-715
tratamentos físico-químicos, 714-720
troca de resíduos 708-709
- Resinas, troca iônica, 478
- Resistência das vias aéreas, 588-589
- Resistência térmica, 346-347
- Resistividade das cinzas volantes, 636-637
- Respiração celular, 112-113
- Respiração endógena, 564
- Responsabilização por resíduos perigosos, 704-705
- Respostas quânticas, 234-235
- Restrições ao uso do solo, 701-702
- Retenção, membrana, 494
- Reticulo endoplasmático, 104-107
- Retrolavagem de filtros, 484-485
- Reúso da água, 328
- Reúso de produtos, 668
- Reverberação do ruído, 782-783
- Revestimento acústico, 782-783
- RfD, 238-240, 246
- Ribossomos, 93, 96, 101, 103, 104-107, 110-111
- Richards, Ellen, 8-9
- Rio Cuyahoga, 516-517
- Risco:
aceitável pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, 233
avaliação, 232, 240-245, 703-704
caracterização, 246
múltiplas fontes, 240, 246
múltiplas vias de entrada, 240, 242, 246
de estiagem, 307-308
definição, 232
de inundação, 307-308
de precipitação, 307-308
dose aceitável de radiação, 806-807
e absorção diária crônica (ADC), 240-241, 243-245
e exposição, 240, 242
e perigo, 232, 234-235
e toxicidade, 234-240
- exposição máxima razoável (EMR), 240-241, 243
fator de carcinogenicidade, 238-240, 246
gestão, 232, 247
identificação, 234-235
incremental, 240-241, 243, 246
índice de risco (IR), 246
percepção, 232-233
- RMC, 159-163
- RME, 240-241, 243
- RNA, 91, 93, 96, 129-130
- Roentgen (R), 803-804
- Ruído:
atenuação na atmosfera, 779
construção civil, 774-775
controle, 780-786
definição, 750
de impacto, 759
diretividade, 776, 778
e compatibilidade no uso da terra, 775
e zoneamento, 774, 777
efeitos nos seres humanos, 759-769
gerados por aeronaves, 772
níveis de critério, 775, 777
percursos, 783-784
proteção ao receptor, 784-785
sistemas de classificação, 770-772
tráfego, análise, 780
transporte, 772-774
zona de sombra, 783-784
Ver Som
- Sabor e odor, 454
- Sal, como poluente aquático, 382-383
- Salinidade, 254, 559-560
- Salinização da água, 254
- Salmonella*, 132-133
- Saltação, 365-366
- San Joaquin Valley, 292-293
- Sapróbios, 123
- SARA, 695, 697, 702-703, 704-705
- Sarcodíneos, 124
- Secundário(s):
clarificador, *ver* Sedimentador secundário
e filtro biológico, 547-549
lodo, 560-561
nível máximo de contaminantes secundários (NMCS), 456, 458
padrões da qualidade do ar ambiente, 580, 581
poluentes atmosféricos, 594-595
reciclagem, 661-662
sedimentador, 536, 537, 549
tratamento, 521-522, 533-554
- Sedimentação:
detritos, 525
do lodo ativado, 537
tipo I, 480, 482
tipo II, 480, 482
tipo III, 480, 482
zona de, 480, 482
- Sedimentador:
primário, efluentes, 531-532, 547-548

- secundário:
 filtro biológico, 547-549
 lodo ativado, 537, 549
 tipo de vertedor, 531-532
 velocidade do extravasante, 479-480, 531-532
- Sedimentos, como poluentes aquáticos, 382
- Segunda lei da termodinâmica, 175-176
- Separação de resíduos sólidos na origem, 661-662
- Sequenciais, reator em bateladas, 711-712
- Sequenciamento do DNA, 455
- Série do actínio, 799-800
- Série do tório, 799-800
- Série do urânio, 799-800
- Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), 273, 384-385
- Serviço Meteorológico dos Estados Unidos, 273
- Sievert (Sv), 804-805
- Sílica ativada, 463-464
- Sílica gel, 630
- Síndrome aguda da radiação, 807-808
- Sinergismo, 587-588
- Sistema aberto microbiano, 206
- Sistema Abrangente de Informações sobre Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambientais (CERCLIS), 732-733
- Sistema de classificação de risco, 702-703, 732-733
- Sistema de esgoto público, 16
- Sistema de ventilação positiva do cárter (VPC), 640-641
- Sistema fechado, microbiano, 206
- Sistema Integrado de Informações Sobre Risco (IRIS), 238-239
- Sistema Nacional de Eliminação de Despejos Poluentes (NPDES), 521
- Sistemas ativos, em aterros sanitários, 682-683
- Sistemas centrais de aquecimento e resfriamento, 3, 348
- Sistemas de abastecimento comunitário (água potável), 13-14, 452-453
- Sistemas de abastecimento não comunitários transitentes (água potável), 452-453
- Sistemas de alerta de inundação, 310-311
- Sistemas de captação de água, 13-14
- Sistemas de classificação, ruído, 770
- Sistemas de mistura completa, 151
- Sistemas de tratamento de água, 13-14
- Sistemas integrados de lodo ativado e biofilme, 552-553
- Sistemas não comunitários e não temporários, 452-453
- Sistemas passivos, em aterros sanitários, 682-683
- Sistemas públicos de abastecimento de água potável, 452-453
- Smog* fotoquímico, 591-592
- Snow, John, 4-5, 90-91
- Sociedade Norte-Americana de Oftalmologia e Otorrinolaringologia, 766
- Soda barrilha, 474, 632
- Soda cáustica, 632, 711-712
- Solidificação de resíduos sólidos, 726-727
- Sólidos:
 cálculos, 499, 560-562
 dissolvidos, 64-65
 sedimentáveis, 518
 suspensos, 64-65, 518
 tempo de retenção de sólidos (TRS), 536
- Sólidos suspensos (SS):
 como medida da biomassa, 533-534, 538
 como poluente aquático, 382
 definição, 64-67, 518
 eficiência da remoção, 523-525
 filtração, 554-555
 residual, 554-555
 sobrenadante do digestor, 565-566
 voláteis (SSV), 533-534, 538
- Solo:
 acidez, 356-357
 capacidade de troca catiônica, 76
 conservação, 362-363, 365-366
 erosão, 360-363, 365-366
 erosão como fator de poluição aquática, 340-341
 fertilidade, 359-360
 gestão, 359-361
 nutrientes, 356-358
 pH, 357-358
 química, 75-76-76
 recursos, 355-356
 salinidade, 358-360
 textura e estrutura, 359-361
- Solução insaturada, 39
- Solução neutra, 39-40
- Solução saturada, 39
- Solução supersaturada, 39
- Solvente:
 extração, 718-719
 recuperação, 719-720
 transporte, 101, 103, 105
- Som:
 bandas de oitava, 757, 758
 contínuo, 759
 de impacto, 759
 de impulso, 759
 diretividade, 776, 778
 e estabilidade, 779
 frequência, 752
 intensidade (I), 752
 intermitente, 759
 medidor, 756
 nível:
 cálculo da média, 757, 758
 definição, 753
 soma, 754-756
 nível equivalente, 771
- ondas, 751
 potência (W), 752
 pressão, 752
 relativo, 754
 transmissão, 779-780
 velocidade, 753
- Somático, 119
- Sorção:
 capacidade, 728-729
 definição, 76
- Streeter-Phelps, modelo de, 408-409
- Subparágrafo C da RCRA, 697-698
- Substâncias conservadas (poluentes), 153
- Substâncias dissolvidas, 64-65
- Substituição e conservação de materiais, 353
- Substrato, 93, 96
- Sulfato:
 como receptor de elétrons, 195
 e chuva ácida, 424, 427-428
- Sulfato de alumínio:
 e coagulação, 461-464
 e controle do fósforo, 555
 em efluentes, 555
 lodo, 497-499
- Sulfato ferroso como coagulante, 463-464
- Sumidouro:
 de carbono, 197, 610-611
 de poluentes, 592-593
- Superfund*, 695, 697, 702-703
- Superfundo de responsabilidade pós-desativação, aterros sanitários, 701-702
- Suprema Corte dos Estados Unidos, 611-612
- Surface Water Supply Index* (SWSI), 323-324
- Suspensões, 65-67
- Sustentabilidade:
 e as estagias, 321-322
 e as inundações, 309-310, 310
- Sustentável:
 definição baseada no desenvolvimento, 19, 303
 e controle da poluição atmosférica, 642-643
 e efluentes, 326-327
 economia, 303, 310-311
 energia, 338-343
 utilização do lodo, 568-569
- Tabagismo ativo, 599-600
- Tabagismo e poluição atmosférica, 587-588, 598-601
- Tabagismo passivo, 599-600
- Tamanho da amostra, DBO, 396-397
- Tampão:
 capacidade, de lagos, 425-426
 capacidade de tamponamento, 73-74
 carbonato, 70
 definição, 69
- Tanque de equalização, tratamento de efluentes, 160-161, 523-532
- Tanque evaporimétrico, 267
- Tanques, 260, 531-532
- Tanques de armazenagem subterrânea (TAS), 701-702
- Tanques de mistura rápida, 160-161
- Taxa de compactação de resíduos sólidos, 684-685
- Taxa de crescimento de populações humanas, 210
- Taxa de emigração, 210, 303
- Taxa de emissão, corpo negro, 172
- Taxa de fertilidade, total, 213
- Taxa de imigração, 210, 303
- Taxa de mortalidade, 233-234
- Taxa de mortalidade total, 210, 303
- Taxa de natalidade, 210
- Taxia, 122-123
- TC, 695, 697
- TCA, 112-114
- TCDD, 692
- TCLP, 726-727
- Tecnologia de máximo controle possível (MACT), 581, 672-673
- "Tecnologia de tratamento" (TT), critério, 456, 458
- Telófase, 117-118
- Temperatura:
 da água potável, 454
 dos efluentes domésticos, 518, 522
 para o crescimento microbiano, 123, 565-566
- Tempo, até o ponto crítico na curva de depleção do OD (t_c), 410
- Tempo de detenção (t_d):
 caixas de areia, 525-527
 definição, 156, 159
 desinfecção de efluentes, 487-489
 do lodo ativado no reator biológico, 536
 incinerador de resíduos perigosos, 721-722
 lagoas de oxidação, 551
 mistura rápida, 464-465
 sedimentador primário, 533
- Tempo de percurso de um curso de água, 408-409
- Tempo de residência, definição:
 em reator com fluxo em pistão, 156
- Tempo de retenção (t_r), 159
Ver Tempo de detenção
- Tempo médio de residência celular (θ_c), 536, 539
- Ten State Standards*, 458-459
- Teoria, 2
- Teoria dos dois filmes, 59-60
- Teratogênese, 234-236
- Terciário(a):
 lagoa, 549
 lodo, 560-561
 reciclagem, 661-662
 tratamento, 523-525, 553-558
- Térmica:
 condutividade, 170
 tabela de, 170
 eficiência, 175
 poluição, 335
 radiação, 171

- resistência, 346-347
unidades de energia, 167-172
- Termoclina em lagos, 214, 215
- Termófilos:
definição, 123
extremos, 121-122
- Termosfera, 77-78
- Terra:
brisas continentais, 618
desmoronamento, 292-294
tratamento:
de efluentes, 557-560
resíduos perigosos, 727-728
- Terra arável, 313, 355-356
- Terraços, de aterros sanitários, 676-677
- Terras úmidas construídas, 296-297
- Teste de queima, 720-721, 723-724
- Theim, 287
- Theis, 4
- Tifoide, febre:
na água, 4-5
na Filadélfia, 452-453
- Times Beach, Missouri, 692
- Timpano, 760
- Tingimento dos dentes, flúor, 587-588
- Tipos de misturador, 464-465
reator de mistura completa, 159
- Tolueno, 433-434, 714-715
- Tonoplasto, 112-113
- Torre de pratos, 8-9, 630
- Torre de recheio, 497-499, 630
- Torta, de lodo, 503-504, 566-567
- Total:
análise de coliformes, 455
cloro, 490-491
dureza (DT), 469
exposição, avaliação, 240-247, 601
nitrogênio Kjeldahl total (NKT):
em efluentes, 518, 519
no sobrenadante do digestor, 565-566
particulados totais em suspensão (PTS), 580
prejuízo à audição, 766
sólidos dissolvidos totais (SDTs), 382-383, 472
taxa de fertilidade, 213, 304
taxa de mortalidade, 206, 210, 303
- Toxicidade:
avaliação, 234-240
característica, 695, 697
dose de referência (DR), 238-240, 246
e a IRIS, 238-240, 246
e carcinógenos, 234-240
e compostos não carcinogênicos, 238-239
e dose, 234-236
e LD₅₀, 234-236
e NOAEL, 234-238
fatores de carcinogenicidade, 238-240, 246
modelo linear de um foco, 237-238
modelo multiestágio, 238-239
- modelo multiestágio linearizado, 238-239
- Procedimento de Lixiviação da Toxicidade (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*, TCLP), 726-727
- reprodutiva, 234-235
- Tóxicos, metais, 388-389, 547-548
- Trabalho e energia, 166, 752
- Tráfego, análise do ruído, 780
- Transferência de gases, 44, 59-61
- Transferência de massa, 629
- Transmissão:
da água, 13-14
de ruídos na atmosfera, 776-780
estações de tratamento, 13-14
percurso e controle do ruído, 782-785
radiação, 818-820
- Transmissividade, 283-285
- Transpiração, 256-257
- Transportadoras, normas sobre resíduos perigosos, 698-700
- Transporte ativo, 101, 103, 105
- Transporte passivo, 101, 103, 105
- Tratamento, armazenagem e disposição, de resíduos perigosos, 697-702
- Tratamento avançado de efluentes, 553-554
- Tratamento biológico em biofilme, 547-548
- Tratamento da água potável por aeração, 497
- Tratamento de efluentes no solo, 557-560
- Tratamento de resíduos de cianeto, 711-713
- Tratamento de resíduos perigosos por destilação, 714-715
- Tratamento de resíduos perigosos por eletrodialise, 717-718
- Tratamento do lodo por congelamento, 501-502
- Tratamento limitado, sistemas de (água potável), 458-460
- Trecho, de rio, 416-417
- Trifosfato de adenosina (*Adenosine triphosphate*, ATP), 93, 96, 101, 103, 105, 107-108, 112-113, 168, 191-192, 556-557
- Trihalometanos (THMs), 488-489, 497
- Triose, 90-91
- Tritio, 794
- Triturador, 526-527
- Troca iônica, 718-719
abrandamento, 477-479
e tratamento de água avançado, 533
resíduos perigosos, 716-717
- Trófico, 122-123, 191-192
- Troposfera, 77-78
- Turbidez, 453
- Turbulência, atmosférica:
estabilidade, 614-618
mecânica, 614-615
térmica, 614-615
- Turfá, 330
- U.S. Drought Monitor (DM), 323-324
- Ultrafiltração (UF), 492-493
- Unidade de equalização, 526-527
- Unidade de filtração, 13-14, 459-460
- Unidade de turbidez (UT), 453
- Unidades de gradeamento, 525
estação de tratamento de água potável, 459-460
no tratamento de efluentes, 523-525
- Unidades de medida:
água, 65-67-69
de radiação, 797-798, 803-805
efluentes, ver água
hidrológicas, 258
poluição atmosférica, 78-79
química, 35-36, 64-68, 74-75, 78-79
ruído, 753, 754, 780
térmicas, 167-172
- Usina nuclear Daiichi, Fukushima, 332-333
- Usina nuclear de Three Mile Island, 332-333
- Vácuo, filtração de lodo a, 502-503
- Vacúolos, 107-111
- Vale de Meuse, Bélgica, 591-592
- Vaporização, calor de, 168
- Variação:
entalpia, 167, 404
entropia, 175
- Vazão, 273
a jusante, 257
de entrada, 16
mássica, 148
na estação seca, 413
- Veículos híbridos, 640-641
- Velocidade:
da luz (c), 171
da transformação, 153
de desoxigenação, 407
definição, 56, 153
do som (c), 753
Ver também Velocidade de carga
- Velocidade de carga (de alimentação):
definição:
filtros, 484
vertedores, 480
filtro biológico, 484-485
filtro lento de areia, 484
filtro rápido de areia, 484-485
hidráulica, 484
lagoas de oxidação, 551
sedimentador primário, 533
- Velocidade de Darcy, 280-281
- Velocidade de infiltração, 282
- Velocidade de recirculação, lodo ativado, 543
- Velocidade de sedimentação, 480-484
- Velocidade terminal de sedimentação (v.):
cálculo, 480, 482
e deposição de partículas no pulmão, 588-589
- e precipitador eletrostático, 636-637
- Vento:
energia eólica, 341-342
erosão eólica, 362-363, 365-366
pressão e velocidade, 614-615
velocidade e elevação, 624
- Vertedor:
nas medições de cursos de água, 274
sedimentador, 480, 530
velocidades de carga (velocidades do extravasante), 480, 530
- Vertedores de água de lavagem, de filtros, 486-487
- Vesícula, 104-105, 107-108
- Vetores, 133-134, 677-678
- Virulento, 132-133
- Vírus, 129-132, 486-487
- Viscosidade:
da água, tabela de valores, Apêndice A
definição, 64-65
do ar, tabela de valores, Apêndice A
- Viscosidade absoluta, 483-484
- Viscosidade cinemática:
definição, 64-65
tabela de valores, Apêndice A
- Viscosidade dinâmica:
definição, 64-65
tabela, Apêndice A
- Volume:
armazenado, 260
de controle, 143
do reator biológico, 538-541
redução de rejeitos radioativos, 825-827
redução do lodo, 501
- Volume, de ruído, 761-762
- Vulnerabilidade:
e a mudança climática, 305
e a sustentabilidade, 305
e as estagens, 314-328
e as inundações, 309-310
- Walkerton, Ontário, 450-451
- Xileno, 433-434
- Yersinia pestis*, 133-134
- Zeólitos, 478
- Zigomicetos, 128-129
- Zigoto, 119
- Zigoto diploide, 119
- Zona:
bentônica, de lagos, 216, 217
de aeração, 274
de queima, 669-670
de saturação, 258, 274
eufótica, 216
insaturada, 274
limnética, 215
litoral de lagos, 217
profunda, 216
saturada, 274
vadosa, 274
- Zoneamento e ruído, 775

Lista de elementos químicos, seus símbolos e massas atômicas*.

Elemento	Símbolo	Número atômico	Massa atômica ¹	Elemento	Símbolo	Número atômico	Massa atômica
Actínio	Ac	89	(227)	Mendelêvio	Md	101	(256)
Alumínio	Al	13	26,98	Mercúrio	Hg	80	200,6
Amerício	Am	95	(243)	Molibdênio	Mo	42	95,94
Antimônio	Sb	51	121,8	Neodímio	Nd	60	144,2
Argônio	Ar	18	39,95	Neônio	Ne	10	20,18
Arsênio	As	33	74,92	Netúnio	Np	93	(237)
Astátio	At	85	(210)	Níquel	Ni	28	58,69
Bário	Ba	56	137,3	Nióbio	Nb	41	92,91
Berquélio	Bk	97	(247)	Nitrogênio	N	7	14,01
Berílio	Be	4	9,012	Nobélio	No	102	(253)
Bismuto	Bi	83	209,0	Ósmio	Os	76	190,2
Bóhrio	Bh	107	(262)	Oxigênio	O	8	16,00
Boro	B	5	10,81	Paládio	Pd	46	106,4
Bromo	Br	35	79,90	Fósforo	P	15	30,97
Cádmio	Cd	48	112,4	Platina	Pt	78	195,1
Cálcio	Ca	20	40,08	Plutônio	Pu	94	(242)
Califórnio	Cf	98	(249)	Polônio	Po	84	(210)
Carbono	C	6	12,01	Potássio	K	19	39,10
Césio	Ce	58	140,1	Praseodímio	Pr	59	140,9
Cério	Cs	55	132,9	Promécio	Pm	61	(147)
Cloro	Cl	17	35,45	Protactínio	Pa	91	(231)
Cromo	Cr	24	52,00	Rádio	Ra	88	(226)
Cobalto	Co	27	58,93	Radônio	Rn	86	(222)
Cobre	Cu	29	63,55	Rênio	Re	75	186,2
Cúrio	Cm	96	(247)	Ródio	Rh	45	102,9
Darmstadtio	Ds	110	(269)	Roentgênio	Rg	111	(272)
Dúbnio	Db	105	(260)	Rubídio	Rb	37	85,47
Disprósio	Dy	66	162,5	Rutênio	Ru	44	101,1
Einstéinio	Es	99	(254)	Rutherfordio	Rf	104	(257)
Érbio	Er	68	167,3	Samário	Sm	62	150,4
Európio	Eu	63	152,0	Escândio	Sc	21	44,96
Férmio	Fm	100	(253)	Seabórgio	Sg	106	(263)
Flúor	F	9	19,00	Selênio	Se	34	78,96
Frâncio	Fr	87	(223)	Silício	Si	14	28,09
Gadolínio	Gd	64	157,3	Prata	Ag	47	107,9
Gálio	Ga	31	69,72	Sódio	Na	11	22,99
Germânio	Ge	32	72,59	Estrôncio	Sr	38	87,62
Ouro	Au	79	197,0	Enxofre	S	16	32,07
Háfnio	Hf	72	178,5	Tântalo	Ta	73	180,9
Hássio	Hs	108	(265)	Tecnécio	Tc	43	(99)
Hélio	He	2	4,003	Telúrio	Te	52	127,6
Hólmio	Ho	67	164,9	Térbio	Tb	65	158,9
Hidrogênio	H	1	1,008	Tálio	Tl	81	204,4
Índio	In	49	114,8	Tório	Th	90	232,0
Iodo	I	53	126,9	Túlio	Tm	69	168,9
Iridio	Ir	77	192,2	Estanho	Sn	50	118,7
Ferro	Fe	26	55,85	Titânio	Ti	22	47,88
Criptônio	Kr	36	83,80	Tungstênio	W	74	183,9
Lantânio	La	57	138,9	Urânio	U	92	238,0
Laurêncio	Lr	103	(257)	Vanádio	V	23	50,94
Chumbo	Pb	82	207,2	Xenônio	Xe	54	131,3
Lítio	Li	3	6,941	Ítérbio	Yb	70	173,0
Lutécio	Lu	71	175,0	Ítrio	Y	39	88,91
Magnésio	Mg	12	24,31	Zinco	Zn	30	65,39
Manganês	Mn	25	54,94	Zircônio	Zr	40	91,22
Meitnério	Mt	109	(266)				

*Todas as massas atômicas têm quatro algarismos significativos. Os valores apresentados são os listados pelo Comitê de Didática em Química, União Internacional de Química Pura e Aplicada.

¹Os valores aproximados das massas atômicas dos elementos radioativos são dados entre parênteses.

[illegible]

Metais	58	Ce Cério 140,1	59	Pr Praseodímio 140,9	60	Nd Néodímio 144,2	61	Pm Promeécio (147)	62	Sm Samaritium 150,4	63	Eu Europium 152,0	64	Gd Gadolínio 157,3	65	Tb Terbium 158,9	66	Dy Dysprosium 162,5	67	Ho Hólmio 164,9	68	Er Erbium 167,3	69	Tm Tulium 168,9	70	Yb Ytécium 173,0	71	Lu Lutécio 175,0
	Semimetais																											
	90	Th Tório 232,0	91	Pa Protactínio 231	92	U Urânio 238,0	93	Np Neptúnio (237)	94	Pu Plutónio (242)	95	Am Americium (243)	96	Cm Cúrio (247)	97	Bk Bécrium (247)	98	Cf Califórnia (249)	99	Es Einsteinium (254)	100	Fm Férmio (253)	101	Md Mendelevium (256)	102	No Nódium (254)	103	Lr Lawrencium (257)
	Não metais																											

A simbologia de grupos foi recomendada pela União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC), mas ainda não é amplamente utilizada. Neste livro, utilizaremos a simbologia padrão adotada nos Estados Unidos (1A-8A e 1B-8B). Os elementos 112, 114 e 116 permanecem sem nome. Os elementos 113, 115, 117 e 118 ainda não foram sintetizados.

Alguns fatores de conversão úteis

Multiplique	por	para obter
atmosfera (atm)	101,325	quilopascal (kPa)
Caloria (internacional)	4,1868	Joules (J)
centipoise	10^{-3}	$\text{Pa} \cdot \text{s}$
centistoke	10^{-6}	m^2/s
metro cúbico (m^3)	35,31	pé cúbico (ft^3)
metro cúbico	1,308	jarda cúbica (yd^3)
metro cúbico	1.000,00	litro (L)
metro cúbico/s	15.850,0	galões/min (gpm)
metro cúbico/ s	22,8245	milhões de galões/d (MGD)
metro cúbico/ m^2	24,545	gallons/ sq · ft (gal/ft^2)
metro cúbico/d m	80,52	$\text{gal}/\text{d} \cdot \text{ft}$ (gpd/ft)
metro cúbico/d m^2	24,545	$\text{gal}/\text{d} \cdot \text{ft}^2$ (gpd/ft^2)
metro cúbico/d m^2	1,0	metros/d (m/d)
dias (d)	24,00	horas (h)
dias (d)	1.440,00	minutos (min)
dias (d)	86.400,00	segundos (s)
dina	10^{-5}	Newtons (N)
erg	10^{-7}	Joules (J)
grãos (gr)	$6,480 \times 10^{-2}$	gramas (g)
grãos/ galão norte-americano	17,118	mg/L
gramas (g)	$2,205 \times 10^{-3}$	libra massa (lbm)
hectare (ha)	10^4	m^2
hectare (ha)	2,471	acres
Hertz (Hz)	1	ciclos/s
Joule (J)	1	$\text{N} \cdot \text{m}$
J/m^3	$2,684 \times 10^{-5}$	Btu/ft^3
quilograma/ m^3 (kg/m^3)	$8,346 \times 10^{-3}$	$\text{lb}_\text{m}/\text{gal}$
quilograma/ m^3	1,6855	$\text{lb}_\text{m}/\text{yd}^3$
quilograma/ha (kg/ha)	$8,922 \times 10^{-1}$	$\text{lb}_\text{m}/\text{acre}$
quilograma/ m^2 (kg/m^2)	$2,0482 \times 10^{-1}$	$\text{lb}_\text{m}/\text{ft}^2$
quilômetros (km)	$6,2150 \times 10^{-1}$	milhas (mi)
quillowatt (kW)	1,3410	cavalo vapor (hp)
quillowatt-hora	3,600	megajoules (MJ)
litros (L)	10^{-3}	metros cúbicos (m^3)
litros	1.000,00	mililitros (mL)
litros	$2,642 \times 10^{-1}$	galões norte-americanos
megagramas (Mg)	1,1023	toneladas curtas
metros (m)	3,281	pés (ft)
metros/d (m/d)	$2,2785 \times 10^{-3}$	ft/min
metros/d	$3,7975 \times 10^{-5}$	metros/s (m/s)
metros/s (m/s)	196,85	ft/min
metros/s	3,600	km/h
metros/s	2,237	milhas/h (mph)
mícron (p)	10^{-6}	metros
miligramas (mg)	10^{-3}	gramas (g)
miligramas/L	1	g/m^3
miligramas/L	10^{-3}	kg/m^3
Newton (N)	1	$\text{kg} \cdot \text{m}/\text{s}^2$
Pascal (Pa)	1	N/m^2
Poise (P)	10^{-1}	$\text{Pa} \cdot \text{s}$
metro quadrado (m^2)	$2,471 \times 10^{-4}$	acres
metro quadrado (m^2)	10,7639	pé quadrado (ft^2)
metro quadrado/s	$6,9589 \times 10^6$	gpd/ft
Stoke (St)	10^{-4}	m^2/s
Watt (W)	1	J/s
Watt/metro cúbico (W/m^3)	$3,7978 \times 10^{-2}$	$\text{hp}/1000 \text{ ft}^3$
Watt/metro quadrado $^{\circ}\text{C}$ ($\text{W}/\text{m}^2 \text{ } ^{\circ}\text{C}$)	$1,761 \times 10^{-1}$	$\text{Btu}/\text{h ft}^2 \text{ } ^{\circ}\text{F}$

Prefixos adotados pelo SI

Valor	Múltiplos e submúltiplos	Prefixos	Símbolos
1.000.000.000.000.000.000	10 ¹⁸	exa	E
1.000.000.000.000.000	10 ¹⁵	peta	P
1.000.000.000.000	10 ¹²	tera	T
1.000.000.000	10 ⁹	giga	G
1.000.000	10 ⁶	mega	M ^a
1.000	10 ³	quilo	k ^a
100	10 ²	hecto	h
10	10	deca	da
0,1	10 ⁻¹	deci	d
0,01	10 ⁻²	centi	c ^a
0,001	10 ⁻³	mili	m ^a
0,000.001	10 ⁻⁶	micro	μ ^a
0,000.000.001	10 ⁻⁹	nano	n
0,000.000.000.001	10 ⁻¹²	pico	p
0,000.000.000.000.001	10 ⁻¹⁵	femto	f
0,000.000.000.000.000.001	10 ⁻¹⁸	atto	a

^a Prefixos mais utilizados

O alfabeto grego

A	α	Alfa	N	ν	Nu
B	β	Beta	Ξ	ξ	Csi
Γ	γ	Gama	Ο	ο	Ômicron
Δ	δ	Delta	Π	π	Pi
E	ε	Épsilon	Ρ	ρ	Rô
Z	ζ	Zeta	Σ	σ	Sigma
H	η	Eta	Τ	τ	Tau
Θ	θ	Teta	Υ	υ	Úpsilon
I	ι	Iota	Φ	φ	Fi
K	κ	Kapa	Χ	χ	Chi
Λ	λ	Lambda	Ψ	ψ	Psi
M	μ	Mu	Ω	ω	Ômega